

# VESI JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN MONISTESARJA

Nro 45

TYPEN PITOISUUS JA MERKITYS VESSÄ

Kuopion vesitutkimuspäivät  
14. - 15.10.1987



V E S I - J A Y M P Ä R I S T Ö H A L L I T U K S E N  
M O N I S T E S A R J A

Nro 45

TYPEN PITOISUUS JA MERKITYS VESSISSÄ

Kuopion vesitutkimuspäivät  
14. - 15.10.1987

Vesi- ja ympäristöhallitus  
Helsinki 1987

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

Julkaisua saa Kuopion vesi- ja ympäristöpiiristä.

ISBN 951-47-0255-7

ISSN 0783-3288

Painopaikka: Vesi- ja ympäristöhallituksen monistamo,  
Helsinki 1987



**A L K U S A N A T**

Vesi- ja ympäristöhallitus, Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri ja Kuopion yliopiston täydennyskoulutuskeskus järjestivät 14. - 15.10.1987 vesitutkimuspäivät Kuopion yliopiston tiloissa. Päivien teemana oli typen pitoisuus ja merkitys vesissä sekä typpihaittojen vähentäminen.



## S I S Ä L L Y S

	sivu
TYPEN PITOISUUS JA MERKITYS SISÄVESISSÄ K. Matti Lappalainen	7
POHJAVESIEN TYPPIPITOISUUKSISTA Esa Rönkä, Jouko Soveri, Juho Hyyppä	13
TYPPI SUOMEN RANNIKKOVESISSÄ JA ITÄMERESSÄ Heikki Pitkänen	37
YHDYSKUNTIEN JA TEOLLISUUDEN JÄTEVESIEN TYPPIKUORMA Heikki Penttinen	43
HAJAKUORMITUS TYPPIÄHTENÄ Seppo Rekolainen	47
ILMAN KAUTTA VESISTÖÖN TULEVA TYPPIKUORMA Pia Anttila	51
TYPENPOISTO YHDYSKUNTAJÄTEVESIEN KÄSITTELYSSÄ Markku Mäkelä	57
ADVANCED BIOLOGICAL TREATMENT - NUTRIENT REMOVAL Erik Bundgaard, David Bangsbo-Hansen, Gert Holm Kristensen, Jes la Cour Jansen	61
TYPPIHAITTOJEN VÄHENTÄMINEN TEOLLISUUSJÄTEVEDET Heikki Haaramo	77
TYPPIHAITTOJEN VÄHENTÄMINEN MAATALOUDESSA Markku Puustinen	87
TYPEN POISTO POHJAVEDESTÄ Pertti Martikainen	103
KALANVILJELY Ossi Lindqvist	113
VESISTÖÖN KOHDISTUVAT TOIMENPITEET K. Matti Lappalainen	121
PÄIVIEN OHJELMA	127
OSALLISTUJALUETTELO	129



# TYPEN PITOISUUS JA MERKITYS SISÄVESISSÄ

K. Matti Lappalainen  
Vesi-Eko Ky, Kuopio

Vesi- ja ympäristöhallituksen järvisyvännehavaintopaikkojen kokonaistyyppipitoisuuksien viimeaikaisista keskiarvoista yli 50 % osuu pitoisuusvälille 400 - 800 /ug N/l (Laaksonen ja Malin 1984). Pitoisuuksia alle 200 ja yli 1 500 /ug N/l voidaan pitää harvinaisuuksina (1 - 2 %).

Pelkkä kokonaistyyppipitoisuuksien tarkastelu on kuitenkin epämieliekästä, sillä sen pitoisuudet vaihtelevat vuodenajallisesti ja vertikaalisesti vähemmän kuin fosforin, tuon sisävesien "ruutina" toimivan minimiravinteen. Fosforipitoisuuksien skaala on laajampi, tyypillisesti 15 - 30 /ug P/l, mutta alle 10 ja yli 60 /ug P/l pitoisuudet ovat hyvin yleisiä.

Miten järviemme tyypipitoisuus koostuu? Vastausta tähän voidaan lähteä etsimään taulukosta 1, jossa on esitetty yhteenvetona Suomen sisävesistöjen fosfori- ja tyypitase vuosien 1984 - 1985 kuormituksen mukaisessa tilanteessa. Sen laatimiseen on käytetty tietolähteinä Seppäsen (1987), Heinosen ja Myllymaan (1987), Kaupin (1979), Järvisen (1986), Lappalaisen ja Variksen (1987), Pitkäsen ym. (1987) ja Lappalaisen (1987) esittämiä lukuarvoja sekä saatu suullisesti vesi- ja ympäristöhallituksesta jätevesikuormituksen osuuksia järvi- ja rannikkoalueella.

Vuositasolla laskien, jolloin vesimassan ravinnesisällön muutos on nolla, Lappalaisen ja Variksen (1987) esittämä ainetaseyhtälö, kun siihen lisätään typen haihtuminen ilmaan, yksinkertaistuu muotoon

$$UK + SK = BS + HA + LP$$

UK = ulkoinen kuormitus (kaikki ulkoiset tuloainevirtaamat)  
SK = sisäinen kuormitus (palautuminen pohjalta veteen)  
BS = bruttosedimentaatio  
HA = typen nettohaihtuminen ilmaan denitrifikaatiossa  
LP = luusuasta poistuva ainevirtaama

Taulukon lukuarvojen laskentatapa fosforin osalta on selostettu Lappalaisen (1987) kirjoituksessa. Tyypitaseen arvioinnissa on käytetty osittain apuna sedimentoituvan aineen ja sedimentin N/P-suhteita. Erityisesti typen ainetaseen luvut ovat karkeita, vain suuruusluokkaa osoittavia.

Sadeveden kokonaistyyppipitoisuus on noin 1 000  $\mu\text{g N/l}$  ja siitä noin 31 % on nitraatteina, 41 % ammoniumina ja 29 % orgaanisena typpinä (Järvinen 1986). Fosfori sataa keskipitoisuuksissa 22  $\mu\text{g P/l}$ .

Huomattakoon, että maa-alueille tulevasta sade- ja lannoitustypestä, noin 390 000 t/a, vain vajaat 30 % näyttää pääsevän vesistöön. Denitrifikaatiossa ilmaan karkaava osa lienee maahan pysyvästi hautautuvaa osaa paljon suurempi.

Vesistöihin tullessaan valumavesien typpipitoisuus on kuitenkin samaa sadeveden pitoisuusluokkaa, sillä typpihäviöiden myötä myös vettä haihtuu ilmaan.

Kun vesistöissä tapahtuva nettosedimentaatio (bruttosedimentaatio miinus sisäinen kuormitus) ja nettohaihtuminen (denitrifioituneen typen haihtuminen miinus typen sidonta ilmakehästä) vähennetään ulkoisesta kuormituksesta, on jäljelle jäävä osuus "näkyvää" ja saa keskivirtaamaan sekoitettuna pitoisuusluokan 660  $\mu\text{g N/l}$ , niin kuin pitääkin.

Ylimalkaan typpipitoisuus alenee reittivesistöissä alaspäin mentäessä paljon hitaammin kuin fosfori, joka sedimentoituvana aineena pidättyy tehokkaasti suuriin altaisiin.

## **TYPEN MERKITYKSESTÄ**

Seuraavia tarkasteluja varten viitataan yhteisesti kirjaan: "Tarvitaanko typen poistoa jätevesistä. Vesi- ja kalatalousmiehet ry. Helsinki" ellei toisin mainita.

Typpi kiertää ekosysteemissä olomuodosta toiseen ja on fotosynteesille välttämätön. Jos tyypestä tulee puutetta, erityisesti liukoisesta  $\text{NH}_4$ - ja  $\text{NO}_3$ -typestä, niin tietyt sinilevät/syanobakteerit pystyvät sitomaan kaasumaista alkuainetyppeä. Ja toisinpäin,  $\text{NH}_4$ - ja  $\text{NO}_3$ -typpilisäys inhiboi sinilevien typen sidontaa ja vähentää siten kukintaa. Kokonaistilanne on kerrottua monimutkaisempi.

Ammoniumtypen hapettuminen nitraatiksi nitrifikaatiossa vaatii happea noin 4,3 kertaisen määrän. Toisaalta denitrifikaatiossa nitraattityppi toimii hapen korvikkeena vastaten 2,8-kertaista happimäärää. Vaikka denitrifikaatio on prosessina anaerobinen, niin mikroympäristötasolla syntyvän anaerobian vuoksi denitrifikaatiota tapahtuu reippaasti myös vesimassaltaan hapellisessa järvessä. On saatu paljon todisteita, että järven alusveden ja pohjan prosessit ovat "aerobisen luonteisia" niin kauan kuin nitraatteja riittää.



Nitrifikaatio tuottaa vetyioneja ja denitrifikaatio hydroksyyli-ioneja eli prosessit neutraloivat toisiaan. Myös nitraattitypen assimilaatio kohottaa järven alkaliniteettiä ja ammoniumtypen assimilaatio alentaa sitä.

Esimerkkeinä monista järvistä, joissa kesän aikainen fosforin sisäinen kuormitus kohottaa fosforipitoisuuden ja alentaa N/P-suhteen sinileville otolliseksi mainittakoon Vesijärvi, Enäjärvi ja Kuortaneenjärvi. Näihin tapauksiin liittyy yleensä myös pH:n nousu korkeaksi, jopa yli 9, mikä edelleen lisää fosforin liukenemistä pohjasta.

Mikkelin alapuolinen vesistö voidaan puolestaan mainita sellaisena esimerkkinä, jossa hyvin toimivan jäteveden puhdistamon fosforinpoisto ja nitrifikaatio (60 000 kg NO<sub>3</sub>-N/a) ovat pitäneet järven tilan siedettävänä. Vaikka leväpitoisuudet ovat suuria, ei sinilevien massaesiintymisiä liene sanottavasti esiintynyt.

Typpi on monikasvoinen vaikuttaja. On myös muistettava, että nitriitit ja ammoniakkityppi ovat myrkyllisiä. Nitraateilla on tietävästi vaikutusta kalojen kilpirauhasen toiminnan häiriöihin.

Kerrotun typistetyn tietämyksen mukaan on vaikea sanoa, milloin typpipitoisuus on sopiva, puute kun kompensoidaan haitallisin sivuvaikutuksin ja kun ylimäärätkin johtavat vilkkaaseen olomuotojen muunteluun mahdollisine myrkyllisine vaihteineen ja happihaittoineen. On kuitenkin selvää, että vesistöön päästettävän typen tulisi mieluiten olla nitraattimuodossa, joka edustaa kemikaalimuotoon sidottua hapetusreserviä.

## KIRJALLISUUS

- Järvinen, O. 1986. Laskeuman laatu Suomessa 1971-1982. Vesihallituksen monistesarja nro 408, 142 s.
- Heinonen, P. ja Myllymaa, U. 1987. Hajakuormituksen huomioonottaminen vesiensuojelussa. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 22: 93-105.
- Kauppi, L. 1979. Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilation to watercourses. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 34: 35-46.
- Laaksonen, R. ja Malin, V., 1984. Changes in water quality in Finnish lakes 1965 - 1982. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 57: 52 - 58.
- Laaksonen, K. M. 1987. Pilaantunut vesistö - voidaanko se parantaa. Kunnalliselämä 3/1987.

- Lappalainen, K. M. ja Varis, O. 1987. Haja- ja sisäkuormitus - häirikot järvelle, tutkimukselle ja hallinnolle. Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja nro 22: 75 - 84.
- Pitkänen, H., Kangas, P., Miettinen, V. ja Ekholm, P. 1987. The state of the finnish coastal water in 1979-1983. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 8. 167 s.
- Seppänen, H. 1987. Hajakuormitus. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 22 : 3 - 10.

Taulukko 1. Suomen sisävesistöjen likimääräinen fosfori- ja typpitase

	Fosfori t/a		Typpi t/a		N/P
Alkuperä	Järviin	Mereen	Järviin	Mereen	järv.
Tulot:					
Viemäröity asutus	200	320	5300	8500	27
Teollisuus	410	360	3500	3200	9
Kalankasvatus	70	60	480	420	7
Turkistarhaus	50		500		10
Turvetuotanto	10		250		25
Pistekuorm. yht. noin	730		10000		13,7
Peltoviljely	1400		31000		22
Karjatalous	400		1000		2,5
Metsänlannoitus	180		600		3,3
Haja-asutus	160		400		2,5
Sade järviin	400		20000		50
Luonnonhuuhtoutuma	1500		60000		40
Haja-alueet yht. noin	4040		113000		28
Ulkoiset tulot yht.	4770		123000		25
Sisäinen kuormitus	2300		19000		8
Tulot vesistöihin yht.	7070		142000		20
Menot:					
Bruttosedimentaatio	3570		21000		6
Nettohaihtuminen	0		51000		suuri
Poistuma merialueille	3500		70000		20
Menot yhteensä	7070		142000		
Vertailu maa-alueille tuleviin määriin:					
Sadevedessä maalle	3860		180000		
Lannoitteissa maalle	71000		208000		



## POHJAVESIEN TYPPIPITOISUUK - SISTA

FT Esa Rönkä, vesi- ja ympäristöhallitus  
 FT Jouko Soveri, vesi- ja ympäristöhallitus  
 FL Juho Hyyppä, Geologian tutkimuskeskus

### 1 JOHDANTO

Typen määrällisesti merkittävin esiintymismuoto pohjavesissä on nitraatti ( $\text{NO}_3^-$ ), joskin sitä esiintyy myös nitriittinä ( $\text{NO}_2^-$ ) ja ammoniumina ( $\text{NH}_4^+$ ). Pohjavedessä esiintyvät typpi yhdisteet ovat peräisin pääasiallisesti lannoitteista sekä teollisuuden ja fossiilisten polttoaineiden laskeumasta.

Kun pohjaveden pinta on niin syvällä, etteivät kasvit pysty sitä käyttämään, voidaan todeta typen esiintyminen pohjavedessä "turhaksi", koska korkeat typpipitoisuudet voivat aiheuttaa terveydellisiä riskejä veden käyttäjille. Tästä johtuen talousveden nitraattipitoisuudella on terveysviranomaisten asettama yläraja, joka on 50 mg/l  $\text{NO}_3$  (12 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ).

Monissa Euroopan maissa on seurattu huolestuneina pohjavesien nitraattipitoisuuksien moninkertaistumista viimeksi kuluneiden vuosikymmenien aikana. Pariisissa v. 1985 pidetyssä kongressissa on todettu mm., että Ranskassa 2 % väestöstä käyttää vettä, jonka  $\text{NO}_3$ -pitoisuus on yli 50mg/l ja Hollannissa lähes puolella 166 tutkitusta pohjaveden ottamosta 50 mg nitraattipitoisuuden raja ylitettiin.

Myös Pohjoismaissa, etenkin Tanskassa, on todettu maaperän runsaan lannoituksen aiheuttaneen pohjaveden nitraattipitoisuuden merkittävää kohoamista laajoilla alueilla. Ongelmaa on tutkittu mm. Ruotsissa 1970-luvulta lähtien ja monessa muussa maassa kauemminkin. Haittojen poistamiseen ts. typpikuormituksen alentamiseen tähtääviin toimenpiteisiin kuitenkin kaikkialla on ryhdytty hyvin hitaasti. Pohjoismaista Tanska lienee pisimmällä, mutta toisaalta siellä ongelmatkin ovat suurimmat.

Suomessa typen huuhtoutumistutkimuksia on tehty pääasiassa Maatalouden tutkimuskeskuksessa, mutta näissä tutkimuksissa pohjaveteen on kohdistettu vähemmän huomiota toistaiseksi.

Geologian tutkimuskeskus on määrittänyt pohjaveden nitraattipitoisuuden hydrokemiallisen kartoituksen yhteydessä. Vesi- ja ympäristöhallinnon pohjavesiasemilta on käytettävissä keskimäärin kymmenen vuoden havaintosarjat pohjavesien typpipitoisuuksista. Vesi- ja ympäristöhallitus aloitti v. 1985 myös erillisen tutkimusprojektin, jolla pyritään selvittämään peltolannoituksen vaikutusta pohjaveden

typpipitoisuuteen. Tutkimus aloitettiin kirjallisuusselvityksellä (Åkerla et al. 1985), jonka jälkeen laadittiin kaivovesien tarkkailuohjelma Rengon alueelle sekä suunniteltiin lysimetritutkimus Maaningan Halolaan (Rönkä 1986). Tässä yhteydessä esitetään lyhyesti em. tutkimuksissa saatuja tuloksia, jotka eivät ole kaikilta osin vertailukelpoisia keskenään tutkimusten erilaisista tavoitteista johtuen.

## 2 VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON POHJAVESIASEMAT

Vesi- ja ympäristöhallinnon pohjavesiasemaverkko käsittää 54 asemaa (kuva 1). Asemat on pyritty rakentamaan paikoille, jotka ovat mahdollisimman luonnontilaisia, ts. ihmistoimintojen vaikutuksia ei ole välittömässä läheisyydessä. Lisäksi asemat on pyritty sijoittamaan erityyppisille maalajialueille (taulukko 1).

Tulokset osoittavat, että ainoastaan muutaman aseman pohjavesien typpipitoisuudet viittaavat ihmistoimintojen vaikutukseen. Yleisesti ottaen pitoisuudet ovat erittäin alhaisia, sillä kaikkien määritysten aritmeettinen keskiarvo  $\text{NO}_3\text{-N}$  suhteen on 0,09 mg/l (mediaani 0,04 mg/l ja  $\text{NH}_4\text{-N}$  suhteen vastaavasti 0,055 mg/l (0,008 mg/l)).

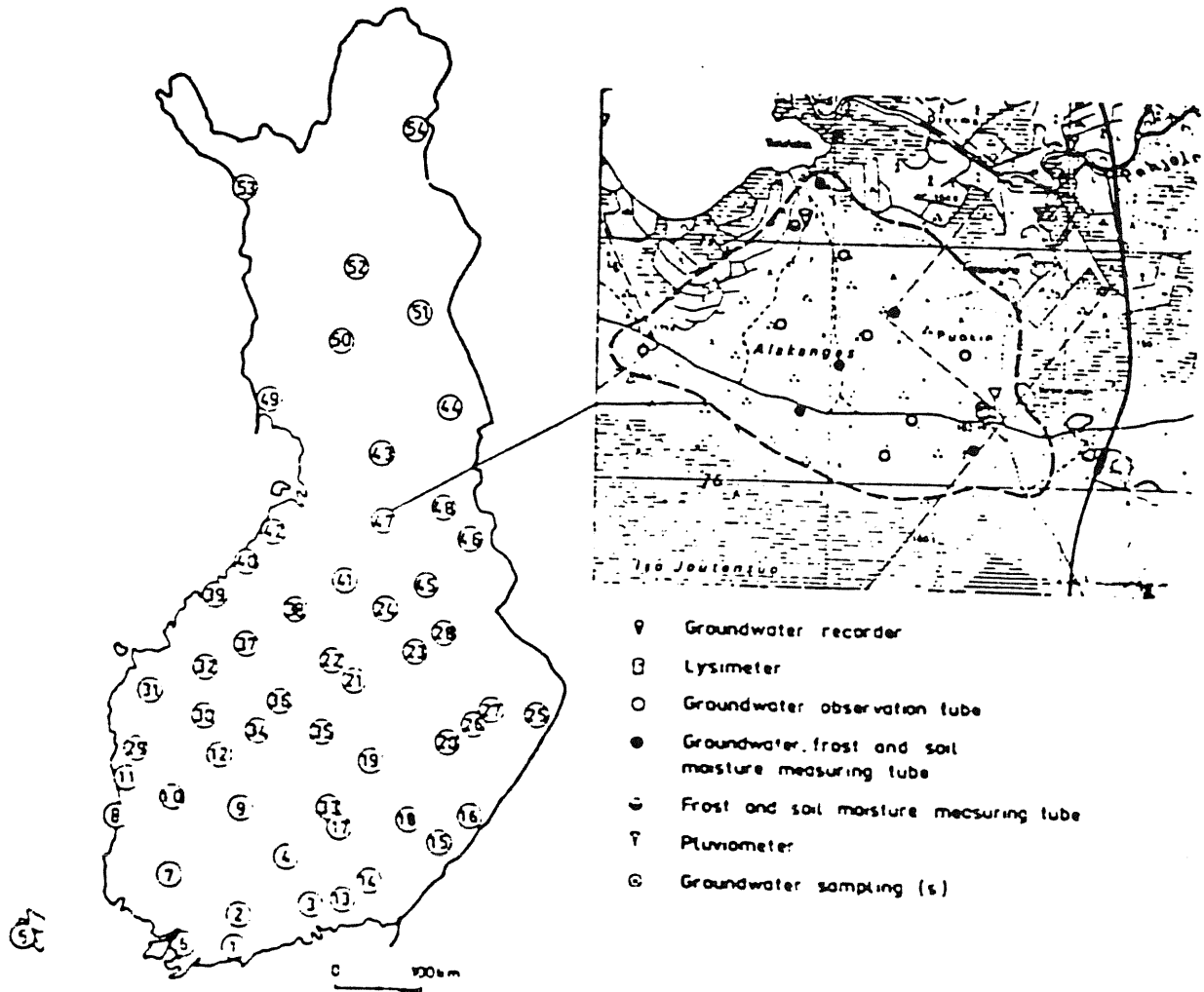
Pohjavesiasemien typpiyhdisteiden pitoisuustaso on niin alhainen, että tuloksista tuskin olisi havaittavissa nitraattipitoisuuden kohoamista ajan suhteen käytettävissä olevien havaintosarjojen perusteella. Mikäli kohoamista olisikin tapahtunut, se jäisi todennäköisesti tulematta esiin suuresta hajonnasta johtuen (taulukot 2 ja 3).

## 3 GEOLOGIAN TUTKIMUSKESKUKSEN SUORITTAMA HYDROKEMIALLINEN KARTOITUS

Geologian tutkimuskeskus on tehnyt koko Suomen kattavan hydrokemiaallisen kartoituksen, joka perustuu eri tyyppisistä kaivoista ja luonnon lähteistä otettuihin kertanäytteisiin. Kohteet on pyritty valitsemaan niin, että niistä saatava vesi kuvaaisi mahdollisimman hyvin ko. alueen pohjavettä ts. kaivorakenteet ovat hyvät estäen pintavesien pääsyn kaivoihin.

Tuloksia tarkasteltaessa kuitenkin havaitaan, että ihmistoimintojen vaikutus näkyy nitraattipitoisuuksissa luokiteltaessa kaivot (näytteenottopisteet) kolmeen ryhmään (taulukko 4). Alhaisimmat pitoisuudet (1,1 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ovat lähdekaivoissa, jotka sijaitsevat usein pihapiirin ulkopuolella ja niihin purkautuva vesi tulee usein metsäalueilta. Osa näytteenottolähteistä onkin luonnontilaisia





Kuva 1. Vesi- ja ympäristöhallinnon pohjavesiasemat  
 (Soveri 1985)

Taulukko 1. Pohjavesiasemien ominaispiirteet (c = viljelty maa, p = turve, f = metsä, s = lähde, t = havaintoputki, w = kaivo) (Soveri 1985).

Groundwater station	No	Location		Mean altitude m a.s.l.	Soil type	Land use	Observations started			Sampling
		Lat.	Long.				Snow	Lysimeter	Groundwater	
Siuntio	(1)	60°09'	24°15'	10	sand, clay	c	1976	1981	1977	s
Karkkila	(2)	60°33'	24°13'	95	silt	f, c	1976	—	1978	s
Orimattila	(3)	60°44'	25°50'	65	silt	f, p, c	1976	—	1978	s
Tullinkangas	(4)	61°11'	25°13'	162	sand, gravel	f	1976	1978	1970	s
Jomala	(5)	60°07'	19°47'	10	sand	f, c	1976	1981	1978	w
Perniö	(6)	60°12'	22°57'	65	sand, gravel	f, p	1976	1983	1983	t
Oripää	(7)	60°55'	22°41'	85	sand, gravel	f	1976	1974	1973	t
Kuuminainen	(8)	61°30'	21°31'	7	till	f	1976	1977	1977	w
Orivesi	(9)	61°40'	24°19'	135	till	f	1976	—	1976	t
Jämijärvi	(10)	61°46'	22°47'	140	sand, gravel	f	1976	1976	1976	s
Siikainen	(11)	61°52'	21°52'	20	till	f, p	1976	—	1977	t
Virrat	(12)	62°14'	23°49'	130	till	f, p	1976	—	1976	t
Elimäki	(13)	60°45'	26°30'	55	till	f, p	1976	—	1978	t
Valkeala	(14)	60°55'	27°02'	75	sand	f, p	1976	1978	1978	s
Kotaniemi	(15)	61°23'	28°41'	100	till	f	1976	—	1976	s
Pariikkala	(16)	61°37'	29°26'	90	sand	f	1976	1976	1975	s
Pertunmaa	(17)	61°31'	26°34'	115	silt	f	1976	1980	1975	w
Pistohiekka	(18)	61°34'	28°01'	85	sand	f	1976	1975	1974	w
Naakkima	(19)	62°13'	27°08'	115	sand, gravel	f	1976	1980	1975	t
Heinävesi	(20)	62°25'	28°58'	105	till	f, p	1976	1982	1974	w
Talluskylä	(21)	63°06'	26°56'	120	sand	f	1976	1980	1974	t
Viinikkala	(22)	63°16'	26°20'	115	fine sand	f	1976	1980	1974	s
Kangaslahti	(23)	63°25'	28°05'	130	sand	f	1976	1976	1974	s
Akonjoki	(24)	63°50'	27°29'	145	sand	f, p	1976	1980	1974	t
Kuukseenvaara	(25)	62°39'	31°01'	155	sand	f	1976	1975	1974	t
Jaamankangas	(26)	62°40'	29°43'	105	sand	f	1976	1975	1973	s
Jakokoski	(27)	62°44'	29°58'	145	till	f	1976	1981	1973	t
Juutilankangas	(28)	63°35'	28°57'	125	fine sand	f, c	1976	1975	1975	s
Raijamäki	(29)	62°16'	21°55'	135	till	f	1976	1980	1975	t
Taipale	(30)	62°35'	23°20'	115	till	f	1976	—	1974	s
Laihia	(31)	62°52'	22°07'	35	silt	c, f	1976	1983	1975	t
Lummukka	(32)	63°08'	23°23'	80	sand	p, f	1976	1980	1973	t
Murkala	(33)	61°44'	26°12'	100	till	f	1976	1980	1974	w
Vehkoo	(34)	62°30'	24°42'	150	till	f, p	1976	1975	1974	s
Äijäjä	(35)	62°32'	26°01'	110	sand	f, c	1976	1974	1974	s
Taikkomäki	(36)	62°50'	24°57'	180	till	f, p	1976	1980	1974	s
Halsua	(37)	63°24'	24°17'	155	sand	f, p	1976	—	1974	s
Haapajärvi	(38)	63°47'	25°16'	105	till	f	1976	1981	1975	s
Kälviä	(39)	63°52'	23°25'	15	silt, till	c, f	1976	1980	1976	t
Kaiajoki	(40)	64°15'	24°03'	30	fine sand	f, p, c	1976	1980	1975	t
Pyhäntä	(41)	64°05'	26°40'	175	sand	f	1976	1982	1975	s
Turtakangas	(42)	64°36'	24°47'	80	sand	f	1976	1975	1974	s
Pudasjärvi	(43)	65°24'	27°33'	215	till	f, p	1976	1984	1974	s
Kuusamo	(44)	65°55'	29°11'	270	till	f, p	1976	1975	1974	s
Kolmisoppi	(45)	64°02'	28°32'	190	till	f	1976	1979	1975	s
Lumiaho	(46)	64°32'	29°39'	205	till	f	1976	1979	1975	s
Alakangas	(47)	64°41'	27°23'	165	sand, gravel	f	1976	1975	1975	s
Kullisuo	(48)	64°49'	28°56'	200	till	f	1976	1979	1975	s
Könölä	(49)	66°00'	24°28'	45	till	f	1976	—	1974	s
Lautavaara	(50)	66°38'	26°23'	175	sand	f	1976	1979	1974	s
Vallovaara	(51)	66°51'	28°26'	200	till	f, p	1976	1980	1974	s
Sodankylä	(52)	67°23'	26°38'	180	sand	f	1976	1979	1974	s
Muonio	(53)	68°08'	23°21'	250	sand	f	1976	1980	1974	s
Nellim	(54)	68°52'	28°17'	125	till	f, p	1976	1979	1974	w

Taulukko 2. Vesi- ja ympäristöhallinnon pohjavesiasemilta mitatut pohjaveden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuudet ( $\mu\text{g/l}$ ). n = havaintojen lukumäärä,  $\bar{x}$  = aritmeettinen keskiarvo, M = mediaani, S = keskihajonta, ST = keskiarvokkeama

Aseman N:o	n	$\bar{x}$	M	S	ST	Max	Min	Havaintojakso
2	85	30	27	14	2	110	0	1975 - 86
3	91	211	220	69	7	550	21	75 - 85
4	82	26	10	55	6	390	0	75 - 86
7	77	139	130	29	3	200	67	75 - 85
9	43	138	140	80	12	350	300	76 - 86
10	57	15	13	9	1	39	2	77 - 86
11	36	4	2	5	1	22	0	77 - 83
13	77	168	140	140	16	630	0	75 - 84
14	94	76	78	24	3	140	0	75 - 84
15	87	92	47	90	10	390	3	75 - 84
16	84	71	45	71	8	390	0	75 - 84
17	53	306	240	186	26	760	37	76 - 83
19	48	22	4	42	6	190	0	75 - 83
20	50	413	390	189	27	990	110	76 - 83
22	74	124	122	58	7	308	11	75 - 86
23	66	18	15	18	2	86	1	75 - 86
24	73	15	10	16	2	96	0	75 - 86
25	15	20	12	20	5	58	0	76 - 84
26	34	196	200	58	10	280	36	78 - 84
28	38	108	110	36	6	171	13	79 - 86
29	72	125	17	249	29	100	0	75 - 85
30	62	13	12	7	1	40	1	75 - 81
31	51	190	130	196	27	850	0	75 - 81
32	60	36	28	25	3	96	0	75 - 81
33	73	183	110	130	15	550	4	76 - 85
35	51	32	26	16	2	72	10	78 - 85
36	50	116	94	77	11	400	25	77 - 85
37	47	128	120	44	6	290	17	75 - 81
38	47	145	140	40	6	280	28	76 - 81
39	46	135	135	103	15	440	0	76 - 81
40	46	151	5	639	94	100	0	75 - 81
41	97	20	20	3	0	27	10	75 - 86
42	96	11	10	7	1	66	3	75 - 86
43	98	21	23	9	1	44	0	75 - 86
44	96	34	32	14	1	69	9	75 - 86
45	65	20	19	11	1	87	0	75 - 81
47	68	42	42	9	1	79	0	74 - 81
48	71	15	15	11	1	73	0	75 - 81
49	12	11	3	20	6	70	0	78 - 81
51	8	34	25	33	12	97	5	78 - 81
52	15	87	84	54	14	210	1	78 - 81
53	11	397	380	182	55	700	120	78 - 81
54	16	54	67	24	6	77	8	78 - 81
Kaikki määri- tykset	2 522	89	37	146	3	4 100	0	

Taulukko 3. Vesi- ja ympäristöhallinnon pohjavesiasemilta mitatut pohjaveden  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuudet ( $\mu\text{g/l}$ ). n = havaintojen lukumäärä,  $\bar{x}$  = aritmeettinen keskiarvo, M = mediaani, S = keskihajonta, ST = keskipoikkeama

Aseman N:o	n	$\bar{x}$	M	S	ST	Max	Min	Havaintojakso
2	88	7,8	5,0	9,2	1,0	59,0	0,0	1975 - 86
3	91	7,6	6,0	5,1	0,5	35,0	1,0	75 - 85
4	90	9,1	6,0	10,7	1,1	88,0	1,0	75 - 86
7	76	4,6	4,0	3,1	0,4	14,0	0,0	75 - 85
9	51	10,0	4,0	15,2	1,9	78,0	0,0	76 - 86
10	57	2,1	1,0	2,6	0,3	13,0	0,0	77 - 86
11	33	194,9	200,0	56,4	9,8	300,0	1,0	77 - 83
13	78	93,3	23,0	398,1	45,1	3 500,0	0,0	75 - 84
14	94	13,0	6,0	33,2	3,4	230,0	0,0	75 - 84
15	89	14,7	12,0	11,4	1,2	61,0	0,0	75 - 84
16	81	58,3	52,0	37,1	4,1	250,0	0,0	75 - 84
17	54	10,7	8,0	11,0	1,5	56,0	0,0	76 - 83
19	38	26,6	6,0	57,1	9,3	300,0	0,0	75 - 83
20	50	23,1	11,0	46,6	6,6	320,0	0,0	76 - 83
22	75	15,1	9,0	31,0	3,6	260,0	0,0	75 - 86
23	66	17,9	16,0	13,0	1,6	66,0	2,0	75 - 86
24	63	41,2	38,0	21,9	2,8	95,0	5,0	75 - 86
25	44	25,1	18,0	20,3	3,1	90,0	1,0	76 - 84
26	35	12,0	9,0	11,9	2,0	72,0	0,0	78 - 84
28	37	10,2	6,0	9,4	1,5	42,0	1,0	79 - 86
29	72	21,0	14,5	24,9	2,9	170,0	1,0	75 - 85
30	53	17,9	13,0	14,5	1,8	70,0	2,0	75 - 81
31	36	514,3	450,0	269,1	44,8	970,0	87,0	75 - 81
32	30	32,6	23,5	24,4	4,5	83,0	5,0	75 - 81
33	74	11,6	8,0	11,2	1,3	70,0	0,0	76 - 85
35	50	4,5	4,0	3,5	0,5	18,0	0,0	78 - 85
36	50	9,6	7,5	9,8	1,4	47,0	0,0	77 - 85
37	65	9,9	7,0	8,3	1,0	42,0	0,0	75 - 81
38	55	7,4	4,0	6,7	0,9	31,0	0,0	76 - 81
39	51	140,7	85,0	193,2	27,1	960,0	3,0	76 - 81
40	61	1 097,8	820,0	905,1	115,9	3 600,0	43,0	75 - 81
41	97	6,4	4,0	7,4	0,8	46,0	0,0	75 - 86
42	96	11,8	8,0	15,1	1,5	98,0	0,0	75 - 86
43	99	7,5	6,0	6,8	0,7	35,0	0,0	75 - 86
44	98	8,6	5,0	14,2	1,4	110,0	0,0	75 - 86
45	65	8,5	7,0	7,4	0,9	37,0	0,0	75 - 81
47	66	6,5	5,0	6,6	0,8	29,0	0,0	74 - 81
48	69	8,3	6,0	8,4	1,0	41,0	0,0	75 - 81
49	13	174,0	150,0	107,9	29,9	370,0	37,0	78 - 81
51	8	6,1	4,0	4,3	1,5	15,0	2,0	78 - 81
52	15	7,9	7,0	5,1	1,3	18,0	0,0	78 - 81
53	16	13,9	8,5	15,5	3,9	69,0	4,0	78 - 81
54	16	7,5	4,5	9,2	2,3	34,0	0,0	78 - 81

Kaikki määri- tykset	2 565	54,7	8,0	238,8	4,7	3 600,0	0,0
----------------------------	-------	------	-----	-------	-----	---------	-----

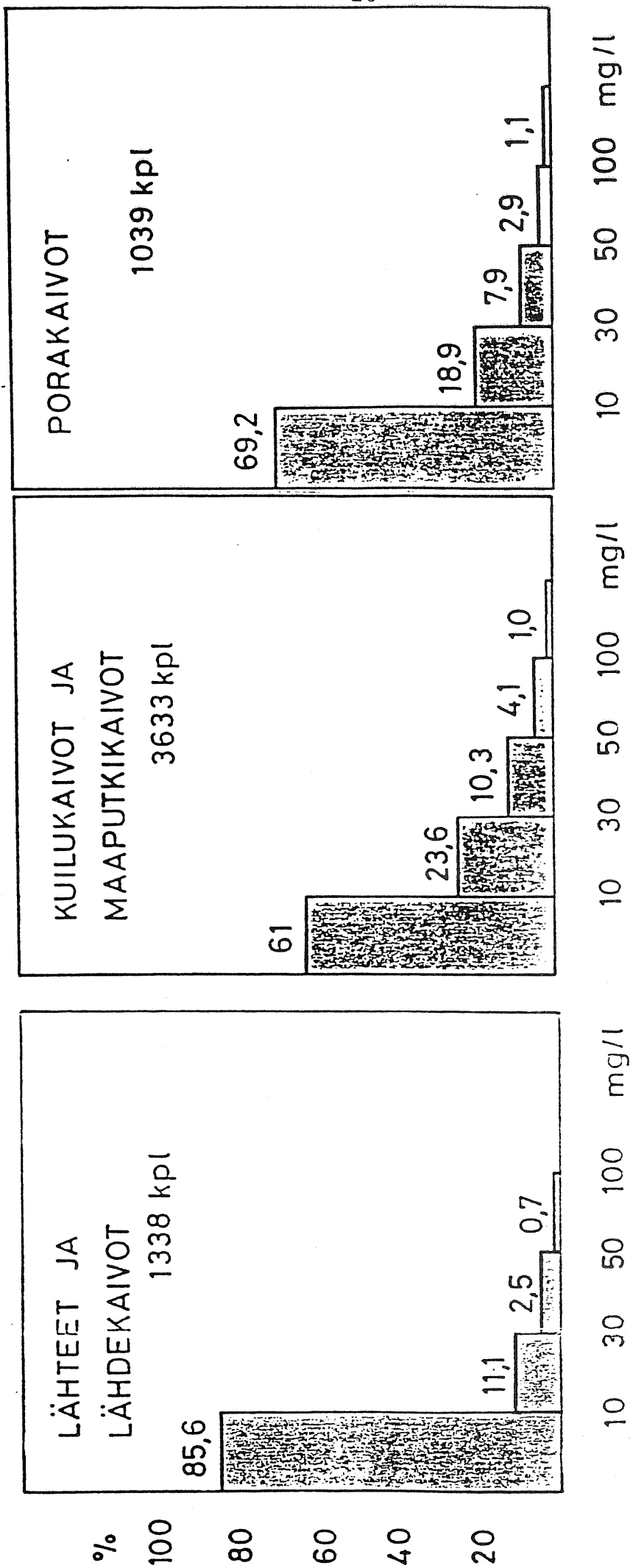
ja kaukana asutuksesta. Korkeimmat pitoisuudet ovat ymmärrettävästi kuilukaivoissa (3,4 mg/l NO<sub>3</sub>-N), joihin sijainnin ja kaivorakenteiden vuoksi pintavesien valumariski on suuri. Toisaalta kuilukaivot sijaitsevat pihapiirissä, usein lähellä karjarakennuksia ja peltojen ympäröimänä, joten kaivoihin tulevan pohjavedenkin nitraattipitoisuus voi olla kohonnut.

Porakaivojen nitraattipitoisuus sijoittuu edellisten väliin (2,8 mg/l NO<sub>3</sub>-N). Porakaivot sijaitsevat lähes poikkeuksetta kulutuspuolelta lähellä, mutta niihin tuleva pohjavesi on monesta eri tekijästä johtuen varsin suojattua maanpinnalta tapahtuvat haitta-aineiden pohjaveteen joutumisen suhteen. Poikkeuksia on tässäkin, sillä porakaivoista tavataan prosentuaalisesti eniten korkeita (> 100 mg/l) nitriittipitoisuuksia (kuva 2). Edellä kuvatusuuntaiseen tulokseen on päästy myös aikaisemmin käsittelemällä Etelä-Suomea koskeva aineisto (Hyyppä 1987).

#### Taulukko 4

Geologian tutkimuskeskuksen hydrogeokemialliseen kartoitukseen perustuvat, koko maata koskevat pohjaveden NO<sub>3</sub>-pitoisuudet (mg/l), suluissa ilmoitettu arvo NO<sub>3</sub>-N-pitoisuutena.  
n = havaintojen lukumäärä,  $\bar{x}$  = aritmeettinen keskiarvo,  
M = mediaani, S = keskihajonta.

Kaivotyyppi	n	$\bar{x}$	M	S	Max	Min
Kuilukaivot	3 558	14,3 (3,4)	5,6 (1,3)	21,4 (5,1)	248,0 (59,5)	0,1 (0,02)
Lähdekaivot	1 301	4,6 (1,1)	0,8 (0,2)	9,5 (2,3)	98,6 (23,7)	0,1 (0,02)
Porakaivot	1 022	11,8 (2,8)	2,3 (0,6)	22,4 (5,4)	271,5 (65,2)	0,1 (0,02)



Kuva 2 GEOLOGIAN TUTKIMUSKESKUKSEN HYDROGEOKEMIALLISEN KARTOITUKSEN POHJAVEDEN NO<sub>3</sub>-PITOISUUKSIEN PROSENTUAALINEN JAKAUMA KAIVOTYYPIN (NÄYTTEENOTTOPISTEEN) MUKAAN LUOKITELTUNA



#### 4. KAIVOVESIEN TARKKAILUOHJELMA RENGON ALUEELLA

Tutkimusalue on osa NW-SE suuntaista, pitkää harjujaksoa, joka paikoin on tasoittunut topografisesti ja hienoimmat ainekset ovat levinneet 1,5 - 2,5 km leveäksi jokitasangoksi. Harjun karkea ydinosa yhdistää tässä tutkimuksessa käsiteltävät osa-alueet toisiinsa. Harju on syntynyt kallioperän ruhjelinjaan, jota seurailee lukuisten järvi- ja oja-alueiden ketju.

Tutkimusalue on jaettu kolmeen osa-alueeseen, joista alue I on luonnontilaista harjualueutta, alueella II harjoitetaan normaalia peltoviljelyä ja alueella III lannoitetaan peltoja voimakkaasti, mm. tärkkelystehtaan jätevesiä on sadetettu pelloille (kuva 3).

Koko alueelta valittiin huolellisten tutkimusten perusteella tarkkailupisteiksi 26 kaivoa, joiden todettiin soveltuvan pohjaveden näytteenottopisteiksi. Kaivoista sijaitsee 4 kpl alueella I, 13 kpl alueella II ja 9 kpl alueella III.

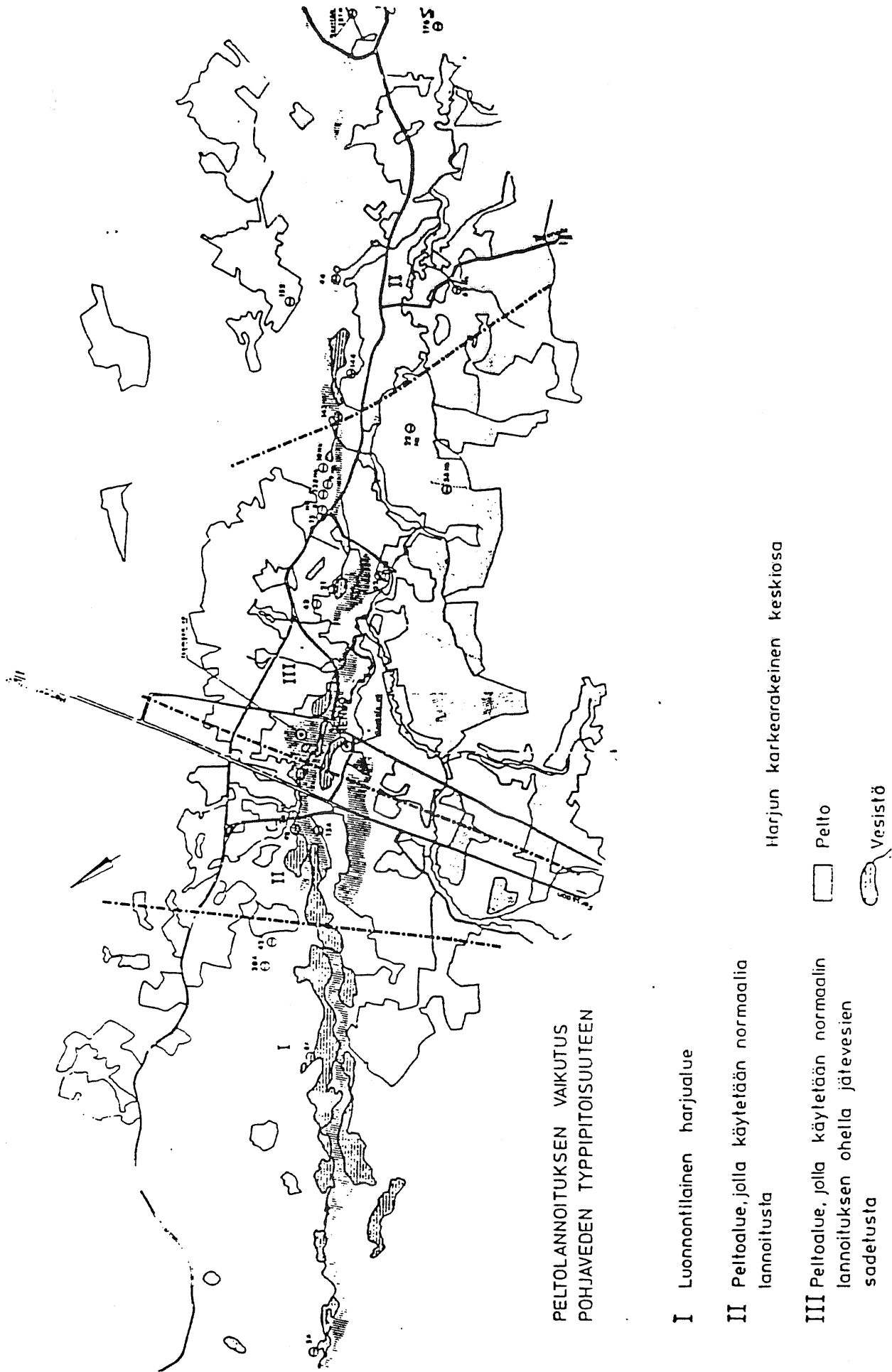
Vesinäytteitä otetaan viisi kertaa vuodessa ja eri vuodenaajoille tarkoitettuja näytteitä pyritään ottamaan aina samaan aikaan. Koska tarkkailu aloitettiin v. 1985 on tässä käsiteltävä havaintosarja kahdelta vuodelta (12 näytesarjaa).

Näytteistä on analysoitu paljon muitakin kuin typpiyhdisteet (liite 1). Tulokset osoittavat pohjaveden typpipitoisuuden olevan 14 kertaa korkeamman peltoalueella kuin luonnontilaisella harjualueella (taulukko 5).

##### Taulukko 5

Rengon tutkimuksen NO<sub>3</sub> ja NH<sub>4</sub> pitoisuudet (mg/l) tutkimusalueittain, suluissa ilmoitettu arvo NO<sub>3</sub>-N-pitoisuutena. I = harjualue, II = peltoalue, III = lannoitettu pelto, n = määritysten lukumäärä,  $\bar{x}$  = aritmeettinen keskiarvo, S = keskihajonta.

Alue		n	$\bar{x}$	S	Max	Min
I	NO <sub>3</sub>	49	1,2 (0,3)	1,9 (0,5)	8,4 (2,0)	0,03
	NH <sub>4</sub>	49	0,01 (0,00)	0,01 (0,00)	0,05 (0,01)	0,00
II	NO <sub>3</sub>	147	17,3 (4,2)	17,7 (4,2)	96,0 (23,0)	0,03
	NH <sub>4</sub>	148	0,08 (0,02)	-	-	
III	NO <sub>3</sub>	104	19,9 (4,8)	14,9 (3,6)	62,0 (14,9)	0,01
	NH <sub>4</sub>	103	0,06 (0,01)	0,25 (0,06)	1,70 (0,41)	0,00
Kaikki	NO <sub>3</sub>	300	15,6 (3,7)	16,4 (4,0)	96,0 (23,0)	0,01
	NH <sub>4</sub>	300	0,10 (0,02)	0,62 (0,15)	9,93 (2,38)	0,00



**Kuva 3 RENGON TUTKIMUSALUE**

Sama näkyy myös  $\text{NH}_4$ -pitoisuuksissa. Normaaliviljellyn peltoalueen ja voimakkaasti lannoitetun peltoalueen nitraattipitoisuuksilla on yllättävän pieni ero (2,6 mg/l  $\text{NO}_3$ ), mutta kuitenkin korkeampi lannoitetulla alueella. Ammoniumtypen suhteen ero on päinvastainen.

Tuloksia on tarkasteltu myös ryhmiteltynä näytteenottoajan suhteen (kuvat 4 ja 5). Nitraattipitoisuuksissa tapahtuu selvä aleneminen kasvukaudella. Sama suuntaus on myös ammoniumtyypipitoisuuksissa.

## 5 MAANINGAN HALOLAN LYSIMETRIKENTTÄ

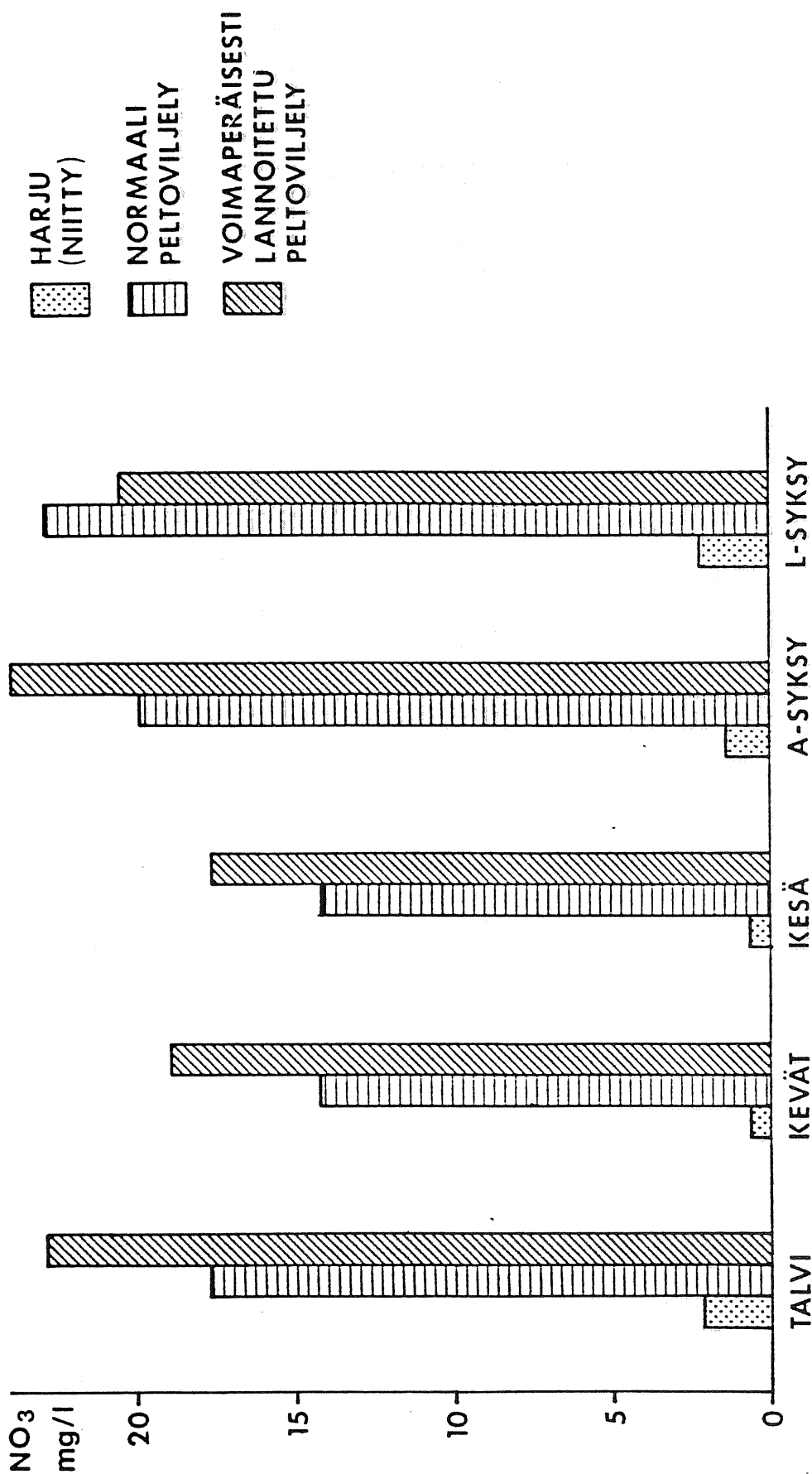
### 5.1 Edeltävistä tutkimuksista

Pohjois-Savon tutkimusasemalle, Maaningan Halolaan rakennettiin lietelannoituksen huuhtoutumistutkimuksia varten koekenttä 1978 - 1979 talvella. Alueen maaperätutkimusten perusteella voitiin olettaa huuhtoutumista tapahtuvan myös pohjaveteen, joten koekentälle asennettiin 6 kpl pohjaveden havaintoputkia noin 7 m syvyyteen. Vesinäytteitä on kerätty lokakuusta 1978 alkaen lukuunottamatta vuotta 1983.

Koekentältä kootaan 0,75 ha:n alueelta 15 koeruudulta kaikki salaojavedet ja tavanomaisina vuosina kaikki pintavedet havaintorakennukseen, jossa koeruuduittain kerätään kokoomanäytteet ja mitataan vesimäärät. Vesimäärät ovat olleet pieniä. Suurimmat vesimäärät tulevat pintavaluntana keväällä, mutta tämä on vain 1 - 7 % vuotuisesta sadannasta. Salaojista tuleva vesimäärä vaihtelee 0,5 - 3 % vuotuisesta sadannasta. Kaikkina vuosina yli 90 % koekentälle sataneesta vedestä joko imeytyy tai haihtuu.

Pintavedet ja salaojavedet ovat laadultaan tyypillisiä peltovesiä sisältäen runsaasti typpeä, joka on lähes kokonaan nitraattina. Huuhtoutuvat ainemäärät ovat vesimäärien vähäisyydestä johtuen kuitenkin hyvin pieniä verrattuna luonnontilaiselta alueelta huuhtoutuviin aine-määriin. Ainemäärien vaihtelusta suurin osa selittyy sateisuudesta ja koeruutujen maaperän eroista. Eri tavalla lannoitetuista koeruuduista johtuvat huuhtoutuvien ainemäärien erot ovat olleet niin pieniä, ettei niille ole saatu tilastollista merkittävyyttä (Melanen et al. 1985).

Pohjavesien laadun vaihtelu on ollut erityisen suuri. Alkutilanteessa v. 1978 suurin pitoisuus oli 55,6 mg/l  $\text{NO}_3$ -N ylittäen reilusti juomavesille sallitun ylimmän nitraattipitoisuuden, joka on 12,0 mg/l  $\text{NO}_3$ -N (50 mg/l  $\text{NO}_3$ ). Typpipitoisuudet laskivat tästä vuosina 1979-1980, mutta alkoivat taas nousta v. 1981 ja nousu jatkui vielä v. 1982, jolloin suurin havaittu pitoisuus oli 25,7 mg/l  $\text{NO}_3$ -N (Melanen et al. 1985).



Kuva 4 RENGON TUTKIMUSALUEIDEN POHJAVESIEN  $\text{NO}_3$  PITOISUUKSIEN KESKIARVOT RYHMITELTYNÄ VUODENAIKOJEN (NÄYTTEENOTTOAJAN) MU-  
KAAN



Kuva 5 RENGON TUTKIMUSALUEIDEN POHJAVESIEN  $\text{NH}_4$  PITOISUUKSIEN KESKIARVOT RYHMITELTYNÄ VUODENAIKOJEN (NÄYTTEENOTTOAJAN) MU-  
KAAN

Haettaessa syitä typpipitoisuuksien vaihteluun todettakoon, että vuosi 1979 oli kalibrointivuosi, jolloin kenttää ei lannoitettu lainkaan ja vuonna 1980 keväällä tehtiin lietalannoitus osalle ruutuja ja osalle väkilannoitus. Toisaalta sademäärät kasvoivat samoina vuosina kuin typpipitoisuudetkin.

Vuonna 1984 uudelleen aloitettu pohjavesien havainnointi osoitti typpipitoisuuksien edelleen olevan korkealla. Koekentän viljelyvuoro vaihtui v. 1983 ohrasta nurmeksi, jota viljeltiin vuoteen 1985. Nurmen typpilannoitus oli runsasta, mutta pohjaveden nitraattipitoisuus kääntyi laskuun siten, että v. 1985 alhaisin havaittu pitoisuus oli 0,2 mg/l NO<sub>3</sub>-N.

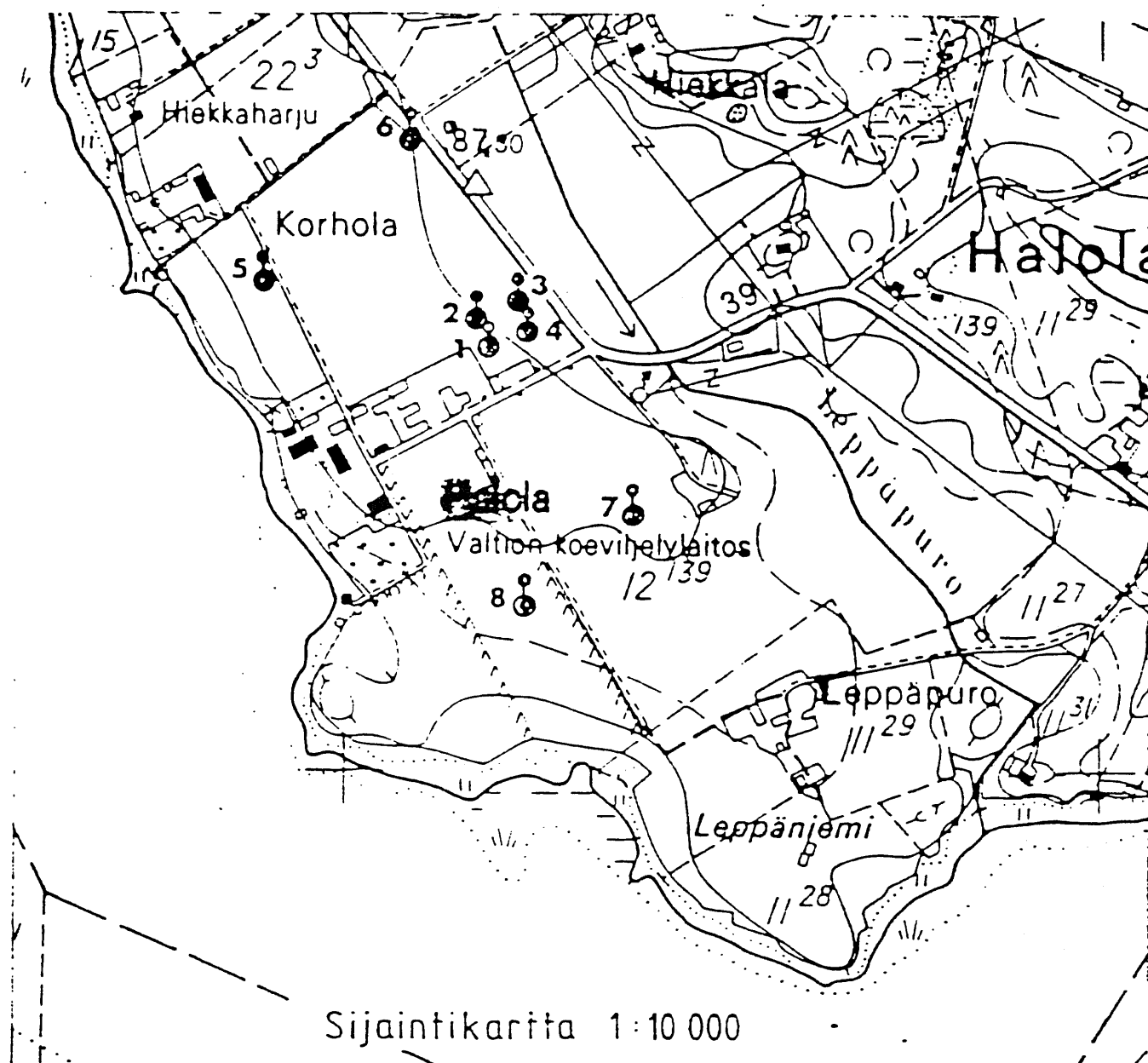
## 5.2 Lysimetrikenttä

Vesi- ja ympäristöhallituksen projektin ("Peltolannoituksen vaikutus pohjaveden typpipitoisuuteen") puitteissa rakennettiin talvella 1985 - 1986 edellä kuvatun koekentän 12 ruutuun uudentyyppiset "lysimetrit". Rakentamisessa voitiin käyttää hyväksi olemassa olevat näytteenottosysteemit, jotka muodostavat suurimman kustannuserän (kuvat 6 ja 7). Lysimetrit ovat neliön (10 x 10 m) muotoisia ja syvyydeltään 1,8 m (kuva 8). Lysimetrin sisällä kulkee 1,1 m syvyydellä salaojaputki, joka johtaa näytteenottorakennukseen. Muovipressun ja salaojan väliseen tilaan muodostuu pohjavettä kuvaava orsivesiallas, joka antaa mahdollisuuden niille biologisille toiminnoille, joita tapahtuu luonnossakin.

Jokaisen lysimetrin salaojasta tuleva vesimäärä mitataan sekä otetaan tietty määrä kokoomanäytteitä analysointia varten. Lysimetriin nro 1 on asennettu havaintoputki, joka ulottuu lähelle altaan pohjaa. Lysimetrin nro 2 pohjalta on tehty putki näytteenottorakennukseen, josta voidaan jatkuvasti havaita ko. lysimetrissä olevan "orsiveden" tase sekä ottaa haluttaessa näytteet (kuva 7).

Koekentän nurkkiin asennettiin keskimäärin 15 m syvyyteen ulottuvat havaintoputket (nro:t 1 - 4). Lisäksi asennettiin havaintoputket (nro:t 5 - 8) lysimetrikentän lähiympäristöön (kuva 6).

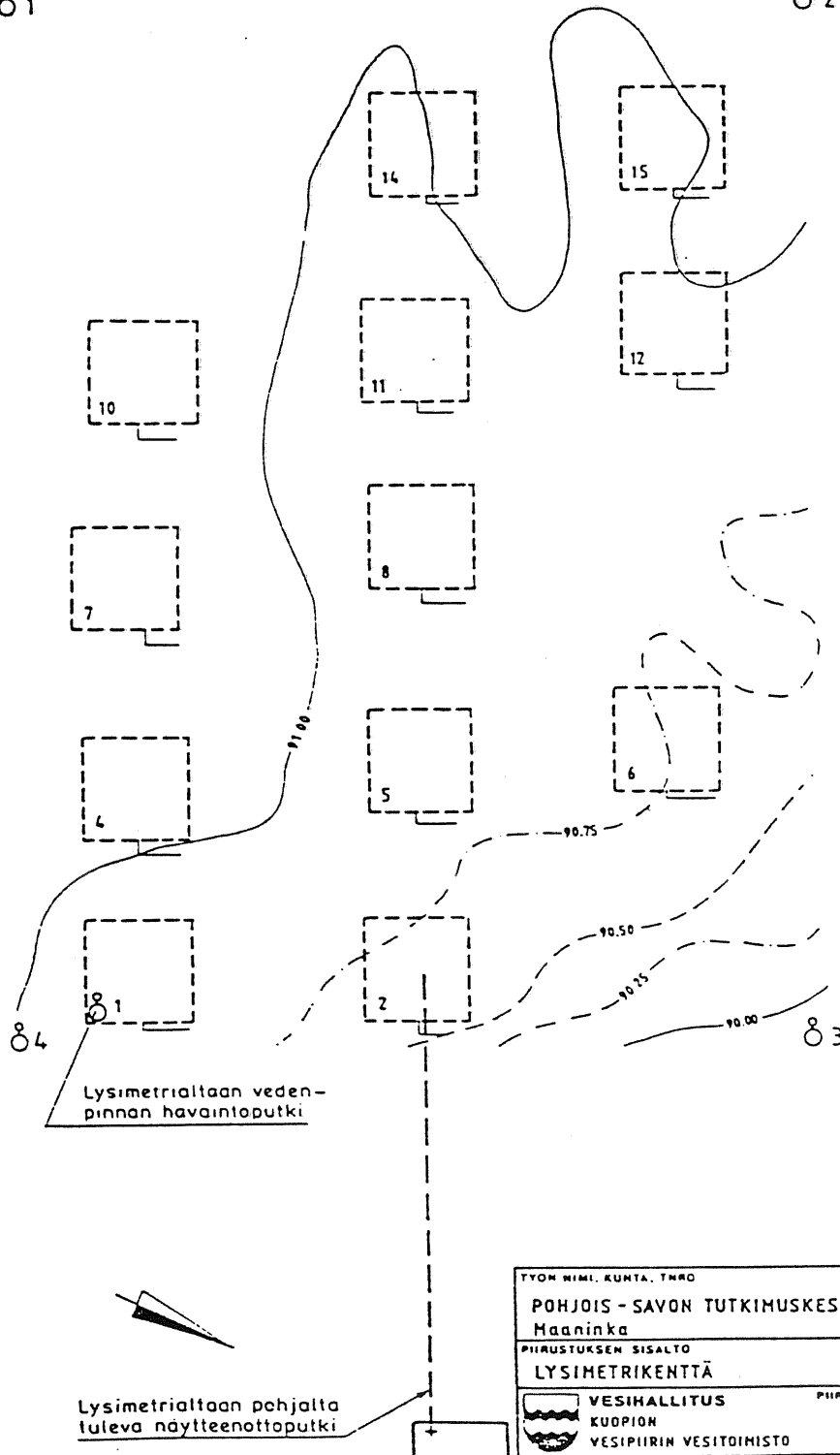




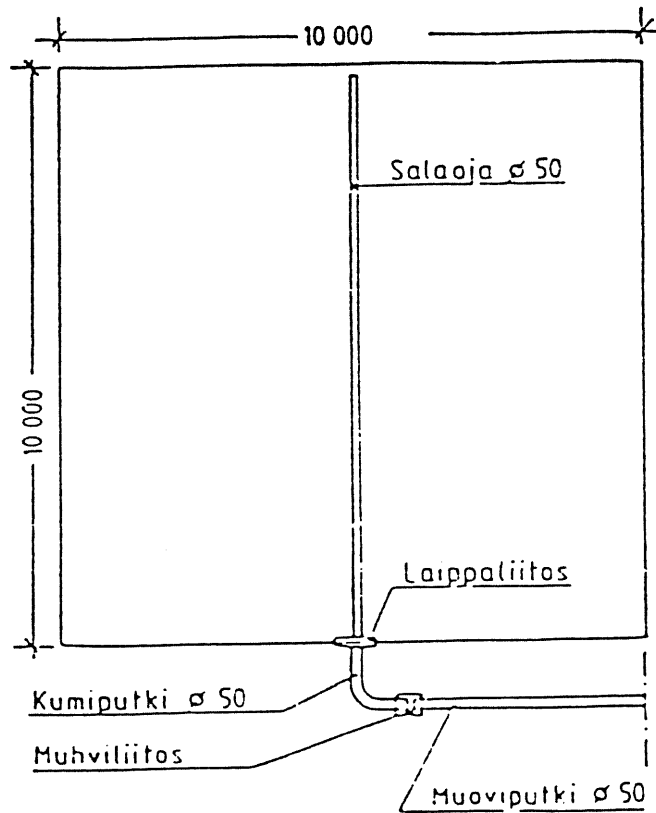
Kuva 6. Maaningan Halolan tutkimusalueen pohjaveden havaintoputket. Lysimetrit sijaitsevat putkien 1-4 rajoittamassa neliössä.

81

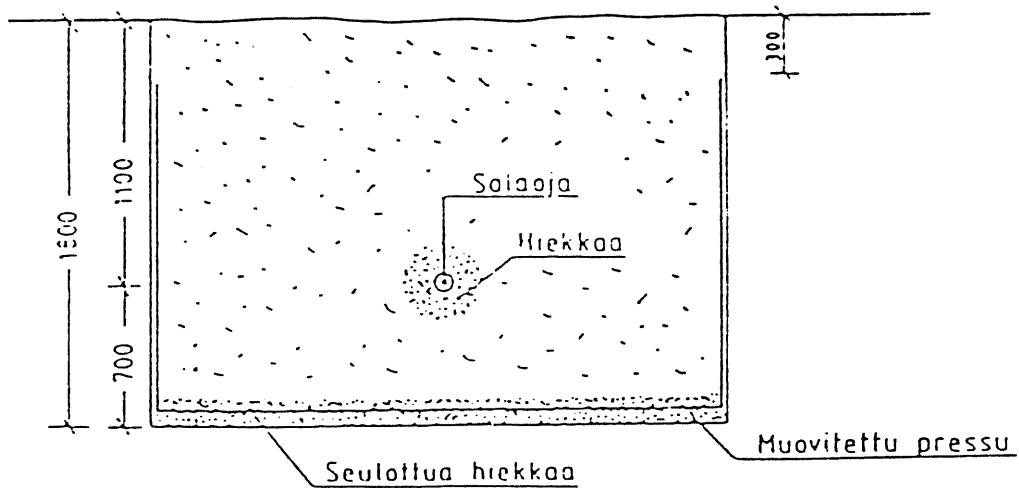
82



Kuva 7. Maaningan Halolan lysimetrikenttä.



a)



b)

Kuva 8. Lysimetrin rakenne  
 a) Pintapiirros  
 b) Poikkileikkaus

### 5.2.1 Lysimetrien toimivuus

Lysimetrit ovat olleet valmiina kasvukaudet 1986 ja 1987 ja niillä on viljelty ohraa normaalisti lannoittaen. Rakennettaessa lysimetrikaivannosta otetut maat pyrittiin sijoittamaan takaisin lysimetriin mahdollisimman luonnonmukaiseen järjestykseen. Tiivistys tehtiin huolella, joten merkittävää painumista ei ole havaittavissa. Lysimetrien maalaji vaihtelee siltistä hienoon hiekkaan.

Lysimetreistä tulleet vesimäärät vaihtelivat odotetusti ensimmäisenä kesänä (Rönkä 1986). Vaihtelu on myöhemmin tasaantunut huomattavasti (taulukko 6), mutta tulokset osoittavat edelleen tapahtuvan joko yli- tai ohivirtausta. Kova pakkastalvi on todennäköisesti rikkonut laippaliitokset lysimetreistä nro 12 ja 14 ja lysimetristä nro 10 on rikkoutunut vesimäärän mittaustilaite. Vauriot korjataan ennen kesää 1988.

### 5.2.2 Lysimetrien salaojavesien nitraattipitoisuus

Salaojavesien nitraattipitoisuudet ovat vaihdelleet vuoden 1986 lopulla 1,4 - 8,0 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Vastaava vaihtelu on ollut joulukuusta 1986 kesäkuuhun 1987 2,6 - 9,0 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ , kun jätetään huomioimatta lysimetrin nro 2 erittäin korkea arvo (taulukko 6). Ammoniumtyyppipitoisuus on koko havaintojaksolla alhainen.

### 5.3 Nitraattipitoisuus pohjavesiputkissa

Pohjavesiputkista määritettyjä pohjaveden nitraattipitoisuuksia ei voida pitää erityisen korkeina lukuunottamatta putkia nro 4 ja 7 (taulukko 7). Lisäksi on merkille pantava, että putkissa nro 3 ja 6 nitraattia ei ole lainkaan, vaan tyyppi esiintyy ammoniumtyyppinä.

Havaintoputkien asentamisen yhteydessä otetut maalajinäytteet osoittavat maalajin vaihtelevan siltistä hiekkaan (keskimäärin karkeaa hietaa). Putkien 4 ja 7 kohdalla maalaji on pohjaveden pinnan alapuolella keskimääräistä karkeampaa (lähes puhdasta hiekkaa). Tämä viittaa siihen, että pohjaveden päävirtausvyöhykkeillä ja kohonneilla nitraattipitoisuuksilla on jokin riippuvuus.

### 5.4 Jatkotoimenpiteet

Vuonna 1988 aloitetaan lysimetrikentällä viljely- ja lannoituskokeet ja samalla seurataan niiden vaikutusta salaoja- ja pohjavesien laatuun.

Taulukko 6. Maaningan Halolan lysimetreistä tulleet vesimäärät ja vesien nitraatti- ja ammoniumpitoisuudet. Havaintojaksolta 25.11.-9.12.1986 on yksi määrittäminen ja jakson 9.12.1986 - 16.6.1987 arvot ovat aritmeettisia keskiarvoja.

Lysimetrin N:o	Määritetyt ominaisuudet	M ä ä r i t t y s j a k s o t			Huomautuksia
		25.6. - 25.11.1986	25.11. - 9.12.1986	9.12.1986 - 16.6.1987	
1	Vesimäärä m <sup>3</sup> NO <sub>3</sub> -N mg/l NH <sub>4</sub> -N mg/l	17,0	3,5 7,1 0,011	12,3 9,0 0,004	
2	- " -	13,1	4,1 2,1 0,011	7,0 20,0 0,009	
3	- " -			8,4 10,0 0,012	Ei lysimetriä
4	- " -	9,2	3,6 5,1 0,005	3,4 3,2 0,006	
5	- " -	6,1	4,7 6,6 0,006	17,9 6,3 0,005	
6	- " -	6,7	2,3 1,4 0,008	0,8 2,6 0,008	
7	- " -	6,0	3,9 5,2 0,004	1,3 5,5 0,009	
8	- " -	8,5	3,8 3,1 0,013	2,9 3,0 0,010	
9	- " -			12,4 5,0 0,060	Ei lysimetriä

Lysimetrin N:o	Määritetyt ominaisuudet	M ä ä r i t y s j a k s o t			Huomautuksia
		25.6. - 25.11.1986	25.11. - 9.12.1986	9.12.1986 - 16.6.1987	
10	Vesimäärä m <sup>3</sup> NO <sub>3</sub> -N mg/l NH <sub>4</sub> -N mg/l	?	? 4,0 0,019	- 4,1 0,006	
11	- " -	7,9	3,9 3,5 0,002	25,3 3,1 0,007	
12	- " -	3,7	3,7 5,5 0,004	0 - -	
13	- " -	-	-	7,2 3,0 0,009	Ei lysimetriä
14	- " -	1,5	3,6 5,8 0,006	0 - -	
15	- " -	0,5	2,7 8,0 0,008	1,1 4,7 0,008	

Taulukko 7. Maaninnan Halolan pohjaveden havaintoputkista määritetyt NO<sub>3</sub>-N ja NH<sub>4</sub>-N-pitoisuudet. Jaksolla 19.12.1986 yksi määrittely ja toisen jakson arvot ovat aritmeettisia keskiarvoja.

Pohjavesiputken N:o	Määritetyt ominaisuudet	M ä ä r i t y s j a k s o t	
		9.12.1986	9.12.1986 - 16.6.1987
1	Pohjavesipinnan taso putken päästä (cm)	659	675 (-16)
	NO <sub>3</sub> -N mg/l	4,0	2,3
	NH <sub>4</sub> -N mg/l	0,018	0,040
2	- " -	595	602 (-7)
		1,2	2,1
		0,006	0,010
3	- " -	363	378 (-15)
		0,00	0,01
		0,064	0,075
4	- " -	510	516 (-6)
		9,6	11,0
		0,011	0,015
5	- " -	657	658 (-1)
		4,8	4,0
		0,018	0,020
6	- " -	335	354 (-15)
		0,01	0,1
		0,64	0,470
7	- " -	617	631 (-14)
		17,0	18,0
		0,004	0,010
8	- " -	609	629 (-20)
		3,2	1,7
		0,017	0,015
Kaikkien havain- tojen aritmeettinen keskiarvo	NO <sub>3</sub> -N mg/l NH <sub>4</sub> -N mg/l	5,0 0,097	4,9 0,080

## 6 YHTEENVETO

Tähän raporttiin on koottu tuloksia pohjavesien typpipitoisuuksista kolmesta eri projektista, joilla kaikilla on eri tavoitteet. Pohjavesiasemien tulokset kuvastavat pohjavesien nitraattipitoisuuksia alueilla, joihin ihmis-toiminnot vaikuttavat mahdollisimman vähän. Geologian tutkimuskeskuksen työ tähtää pohjaveden hydrokemialliseen kartoitukseen, mutta kartoitustavasta johtuen se antaa paremminkin tulokset pohjaveden laadusta alueilta, joilla on yksittäisiä kaivoja. Kolmannessa projektissa pyritään selvittämään peltolannoituksen vaikutusta pohjaveden typpipitoisuuteen; Rengossa selvitetään peltoalueen pohjavesien nitraattitaso usean vuoden havaintosarjalla ja lysimetritutkimuksella pyritään löytämään optimaalinen viljely sadon ja nitraattien huuhtoutumisen suhteen.

Tulokset osoittavat, että aivan koskemattomalla alueella pohjaveden nitraattipitoisuus on lähes olematon. Kaivoista ja lähteistä tehdyt määritykset ( $\bar{x} = 1,1 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ ) ovat huomattavasti korkeampia verrattuna pohjavesiasemien ( $\bar{x} = 0,09 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ ) tuloksiin. Rengon harjuaalueen (alue I) keskimääräinen nitraattipitoisuus ( $\bar{x} = 0,3 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ ) on lähempänä pohjavesiasemien kuin lähdekaivojen arvoa. Rengon peltoalueen kaivovesien nitraattipitoisuus on hiukan korkeampi kuin vastaava Maaningan Halolan tutkimusalueella. Alustavat tutkimukset Halolassa viittaavat siihen, että salaojavesien keskimääräinen nitraattipitoisuus on alhaisempi kuin alapuolella olevan pohjaveden.

## KIRJALLISUUS

- Hyypä, J., 1987. Mitä pohjavesi on? Vesi- ja ympäristöhallitus, monistesarja nro 13.
- Melanen, M., Jaakkola, A., Melkas, M., Ahtiainen, M. & Matinvesi, J., 1985. Leaching resulting from land application of sewage sludge and slurry. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland, No. 61.
- Rönkä, E., 1986. Åkerbrukets inverkan på kväve i grundvatten - pågående forskning i vattenstyrelsen. Nordiska Jordbruksforskarens Forening, seminar nr. 109, Jokioinen, Finland.
- Soveri, J., 1985. Influence of meltwater on the amount and composition of groundwater in Quaternary deposits in Finland. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland No. 63.



Akerla, H., Hatva, T., Latostenmaa, H. & Sipilä, A., 1985.  
Esiselvitys typen kulkeutumisesta pohjavesiin  
peltoviljelyssä. Vesihallitus, monistesarja nro  
335.



## T Y P P I S U O M E N R A N N I K K O V E S I S S Ä J A I T Ä M E R E S S Ä

MMK Heikki Pitkänen  
Vesien- ja ympäristöntutkimuslaitos  
Vesi- ja ympäristöhallitus

### YLEISTÄ

Typellä on niin valtamerien kuin myös Itämeren ja sen rannikkovesien ekosysteemeissä keskeinen merkitys välttämättömänä kasvinravinteena ja tuotannon tason säätelijänä. Sekä typen että toisen tärkeän kasviravinteen fosforin pitoisuudet ovat kasvaneet Itämeressä jatkuvasti parin viime vuosikymmenen ajan (Nehring ym. 1987). Tämän seurauksena ekosysteemin tuotanto sekä ulkomerellä että rannikkovesissä on ilmeisesti kohonnut, vaikka sitä ei kaikilla tuotantotasolla ja Itämeren eri osa-alueilla olekaan pystytty täysin pitävästi osoittamaan (Wulff ym. 1987).

Itämeren typpi- ja fosforipitoisuuksien kasvun on katsottu johtuneen toisaalta hydrografisista muutoksista ja toisaalta kuormituksen lisääntymisestä. Tutkijoiden kesken vallitsee erilaisia käsityksiä näiden kahden tekijän osuudesta havaittuihin muutoksiin. Viimeisimpien raporttien mukaan (mm. Nehring ym. 1987) näyttää vahvasti sille, että ainakin Suomenlahdella, Pohjanlahdella ja Tanskan salmien alueella ravinnepitoisuuksien nousu johtuu ihmisen lisääntyneestä vaikutuksesta. Ravinnepitoisuuden lisääntymisen seurauksia, biologisen tuotannon nousua ja happikatojen yleistymistä, pidetään eräinä vakavimmista Itämeren ja sen rannikkovesien tilaa uhkaavista tekijöistä.

Itämeren ravinnepitoisuuksien nousu on heijastunut myös Suomen rannikkovesissä, selvimmin Suomenlahdella (mm. Pitkänen ym. 1987). Etenkin typen kohdalla maalta tulevan kuorman lisääntyminen on edesauttanut kehitystä. Paikoin vesiensuojelutoimien aiheuttama kuormituksen pieneminen on kuitenkin kompensoinut muutosta. Eräillä aiemmin voimakkaasti kuormitetuilla alueilla ravinnepitoisuudet ovat pienentyneet 10 - 15 vuotta sitten vallinneeseen tasoon verrattuna kuormituksen vähenemisen seurauksena.

Ravinnepitoisuuksien muuttumisen vaikutusta ei ole aina voitu todeta rannikkovesien tuotantotasoa kuvaavissa tekijöissä. Rannikkovesisysteemien fysikaalisen ja biogeokemiallisen monimutkaisuuden vuoksi yhteys näiden tekijöiden välillä ei ole läheskään suoraviivainen. Viimeksi mainittu pätee erityisesti tyypeen, jonka monimutkaista ekologista kiertoa ja merkitystä perustuotantoa rajoittavana tekijänä ei toistaiseksi ole kyetty kaikin

osin kvantitatiivisesti selvittämään sen paremmin valtamerien kuin Itämerenkään ulappa- tai rannikkovesissä (esim. Tamminen 1983 ja Smith 1984).

## **TYPEN LÄHTEET JA TASE**

Joet ovat typen päälähde Suomea ympäröivillä merialueilla (Pitkänen ym. 1987). Suomen alueelta joutuu rannikkovesiimme vuosittain keskimäärin noin 80 000 t typpeä. Tämä on noin 10 % koko Itämeren typpikuormasta. Jokien osuus kuormasta on noin 70 000 t vuodessa, rannikkovesiin johdetut asutuksen jätevedet sisältävät 7 000 t ja teollisuuden jätevedet 3 000 t typpeä vuodessa. Teollisuuden ja asutuksen merkitys rehevöittävänä tekijänä korostuu kesällä, jolloin jokien virtaamat ovat pieniä. Lisäksi suorien päästölähteiden tyyppi on leville helposti käytettävässä muodossa, kun taas huomattava osa jokien tuomasta typestä ei ole leville suoraan käyttökelpoista.

Jokien rannikkovesiin tuoma tyyppi on peräisin hajakuormituksesta (maa- ja metsätalous, haja-asutus), taajamista ja teollisuudesta sekä luonnosta (luonnon huuhtouma). Ihmisen toiminnan vaikutus jokien typpikuormaan on voimakas Etelä-Suomen intensiivisesti viljelyillä, tiheään asutetuilla ja teollistuneilla alueilla. Suorista kuormittajista merkittävin yksittäinen typpilähde on pääkaupunkiseudun asutus, jonka osuus on noin 30 % Suomen rannikkovesiin suoraan asutuksesta ja teollisuudesta joutuvasta typpikuormasta. Typen kokonaiskuorma on lisääntynyt 1960-luvun lopulta lähtien. Tämä johtuu sademäärien ja huuhtoutumien kasvusta sekä ilmeisesti myös ilmakehän kuormituksen (Järvinen 1986) ja hajakuormituksen (Kauppi 1984) kasvusta.

Joet ovat suurin yksittäinen lähde myös koko Itämeren typpitaseessa (Larsson et al. 1985). Muita kuormituslähdeitä ovat ilmakehä, asutus ja teollisuus sekä eräiden sinilevien suorittama molekulaarisen typen sidonta. Selvästi suurin typen poistumista aiheuttava tekijä on pohjasedimentissä ja hapettomassa pohjanläheisessä vesikerroksessa tapahtuva denitrifikaatio. Lisäksi typpeä poistuu Tanskan salmien, sedimentaation ja kalastuksen kautta. Itämeren vesimassaan akkumuloituu vuosittain noin 100 000 t typpeä, joka vastaa suunnilleen Suomesta vuosittain Itämereen joutuvaa kuormaa.

## **TYPEN PITOISUUDET SUOMEA YMPÄRÖIVISSÄ ULAPPA- JA RANNIKKOVESISSÄ**

Suomea ympäröivien avomerialueiden keskimääräinen kokonaistypen pitoisuus vaihtelee 200 ja 400 mg m<sup>-3</sup> välillä (kuva 1, Pitkänen ym. 1986). Suomenlahdessa taso on korkeampi kuin Pohjanlahdessa. Rannikkovesien ulko-osissa

ja kuormittamattomissa sisäosissa pitoisuudet ovat yleensä tasolla 300 - 600 mg m<sup>-3</sup>. Kuormitettujen rannikkovesien sisäosien pitoisuus on 500 - 2 000 mg m<sup>-3</sup>.

Typen pitoisuus nousee lähes poikkeuksetta avomereltä rannikolle. Pitoisuuden muuttuminen riippuu hyvin voimakkaasti vähäravinteisen meriveden ja runsasravinteisten joki- ja jätevesien sekoittumissuhteesta, johon vaikuttavat vuodenaika, sääolot ja rannikon morfometria. Sedimentaation merkitys typpeä kierrosta poistavana tekijänä ei ilmeisesti ole myöskään rannikkovesissä kovin suuri.

### TYPEN MERKITYS

Ulappa-alueilla vain 20 - 30 % tyypestä on epäorgaanisessa, leville helposti käytettävissä olevassa nitriitti- (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), nitraatti- (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) tai ammoniummuodossa (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Loppu tyyppi on erilaisina orgaanisina yhdisteinä (humus, aminohapot, urea). Rannikkovesissä epäorgaanisen typen osuus on korkeampi, usein 50 - 80 % kokonaistyypestä.

Kesällä epäorgaanisen typen pitoisuus on perustuotannon vaikutuksesta ulappa-alueilla hyvin pieni, usein analyysitarkkuuden alapuolella (0 - 10 mg m<sup>-3</sup>). Rannikkovesien kuormitetuissa osissa sekä Perämeressä pitoisuus on korkeampi. Perämeressä ilmiö johtuu siitä, että fosfori on tällä alueella hyvin selvästi perustuotantoa rajoittava minimiravinne, kun se muilla Itämeren alueilla on enemmän tai vähemmän selvästi tyyppi (esim. Niemi 1979). Rannikkovesissä tilanne vaihtelee voimakkaasti sekä alueellisesti että ajallisesti. Yleisesti katsotaan, että mieluummin tyyppi kuin fosfori olisi Itämeren rannikkovesialueilla perustuotannon minimiravinne (esim. Rosenberg ym. 1986).

Kasviplankton kykenee ilmeisesti käyttämään typen lähteinä myös eräitä liukoisia orgaanisia yhdisteitä silloin, kun epäorgaanisia typpi-yhdisteitä ei ole käytettävissä.

Kuormitetuissa rannikkovesissä saattaa esiintyä yhtä aikaa mitattavia pitoisuuksia sekä epäorgaanista typpeä että fosforia. Tällöin jokin muu tekijä kuin ravinteiden saatavuus rajoittaa perustuotantoa ja leväbiomassaa kuvaavat tekijät näyttävät jakautuvan Suomen rannikkovesissä varsin samantyyppisesti typpi- ja fosforipitoisuuksien kanssa (Pitkänen ym. 1986).

Eräät sinilevät pystyvät käyttämään hyväkseen ilmakehästä peräisin olevaa molekulaarista (N<sub>2</sub>) typpeä. Tämän ns. typen sidonnan merkityksen koko Itämeren typpibudjetissa katsotaan olevan varsin suuren (Niemi 1979, Larsson ym. 1985). Tutkimuksissa on todettu typen sidonnan merkittävyys myös eräillä rannikkovesialueilla (Helsingin ja Uudenkaupungin edustat, Rinne 1986, Rinne ym. 1981). Pääosa typen sidonnasta Itämeressä tapahtuu vain muutamien viikkojen aikana

keski- ja syyskesällä, jolloin saattaa kehittyä laajoja sinileväkukintoja. Tällaisia massaesiintymiä edesauttavia tekijöitä katsotaan olevan:

- lämmin ja tyyni sää, jota on edeltänyt vesimassan voimakas sekoittuminen
- runsaat käyttökelpoisen fosforin varat
- alhainen epäorgaanisen typen ja fosforin määräsuhde

Fosforin ylimäärä vedessä tasapainottuu siis sinilevien suorittamalla vapaan typpikaasun sidonnalla. Sinilevämassan hajotessa ekosysteemiin tullut typpilisäys on myös muiden perustuottajien käytössä. Rehevöittävän vaikutuksen ohella eräät tyyppiä sitovista sinilevistä aiheuttavat vesiensuojeluongelmia muodostamalla myrkyllisiä kantoja (Rinne 1986).

Typen sidontaan ja yleensä typen kiertoon liittyviä kysymyksiä ei vielä hallita läheskään täydellisesti. Voidaan kuitenkin olettaa, että typen sidonnan merkitys ei ainakaan kaikkialla rannikkovesissä olisi yhtä merkittävä kuin Itämeren ulappa-alueilla (vrt. Melvasalo ym. 1986). Tämä johtuu siitä, että rannikkovesissä:

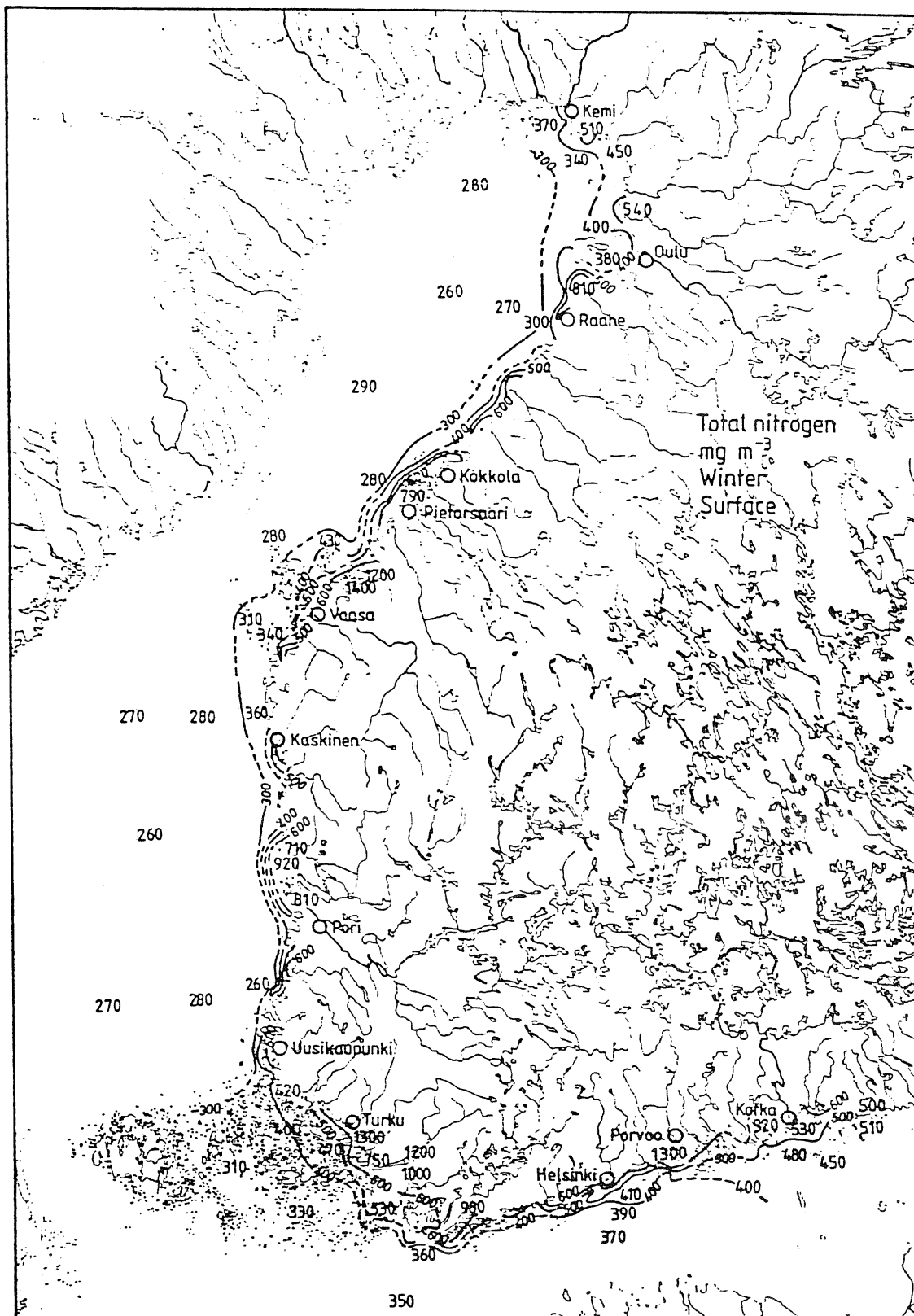
- maalta tulee jatkuvasti lisäravinteita
- maalta tulevan kuorman typpi/fosfori-suhde on yleensä korkea
- typen palautuminen sedimentistä tai syvemmältä takaisin pintakerrokseen on tehokasta

Tulevaisuudessa Itämeren ravinnetutkimus keskittyy ekologisen kierron eri prosessien kvantifioimiseen ja tätä kautta mallintamiseen. Myös veden ja ilman, veden ja sedimentin sekä rannikkovesien ja ulappameren välisiin aineiden vaihtoprosesseihin tullaan kiinnittämään entistä enemmän huomiota. Seurantatutkimus suuntautuu kuormituksen ja veden laadun ajallisen vaihtelun sekä näiden välisten syy- ja seuraussuhteiden entistä tarkempaan selvittämiseen.

## KIRJALLISUUS

- Järvinen, O., 1986. Laskeuman laatu Suomessa 1971 - 1982. Vesihallituksen monistesarja nro 408, 142 s.
- Kauppi, L., 1984. Nitrate in runoff and river waters in Finland in the 1960's and 1970's. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja nro 57, s. 31 - 40.
- Larsson, U., Elmgren, R. & Wulff, F., 1985. Eutrophication and the Baltic Sea - causes and consequences - Ambio 14: 9 - 14.

- Melvasalo, T., Niemi, A., Niemistö, L. & Rinne, I., 1986. On the nitrogen fixation in the Baltic Sea ecosystem. Reprints of the proceedings of the symposium on ecological investigations of the Baltic Sea environment, Riga, USSR, March 1983. s. 177 - 189.
- Nehring, D. ym., 1987. Nutrients. First periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea area, 1980 - 1985; background document. Baltic Sea Env. Proc. no. 17B, s. 35 - 81.
- Niemi, 1979. Blue-green algal blooms and N:P ratio in the Baltic Sea. Acta botanica Fennica no 110, s. 57 - 61.
- Pitkänen, H., Kangas, P., Ekholm, P. & Perttilä, M., 1986. Surface distribution of total phosphorus and total nitrogen in the Finnish coastal waters in 1979 - 1983. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja nro 68, s. 40 - 54.
- Pitkänen, H., Kangas, P., Miettinen, V. & Ekholm, P., 1987. The state of the finnish coastal waters in 1979 - 1983. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja nro 8, 167 s.
- Rinne, I., 1986. Typenpoiston tarpeellisuus Helsingin ja Espoon kaupunkien jätevesistä. Helsingin kaupunki, vesi- ja viemärilaitos. 56 s. (moniste).
- Rinne, I., Melvasalo, T., Niemi, A. & Niemistö, L., 1981. Studies on nitrogen fixation in the Gulf of Bothnia. Finnish Marine Research no. 247, s. 117 - 127.
- Rosenberg, R., Larsson, U. & Edler, L., 1986. Eutrophication in marine waters surrounding Sweden - A review. National Swedish Environmental Board. Report 3054, 137 s.
- Smith, S. V., 1984. Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. Limnology and Oceanography 29: 1 149 - 1 160.
- Tamminen, T., 1983. Ammoniumtyppikuormituksen vaikutus murtoveden planktiseen perustuotantoon ja hajo-tustoimintaan. Vesihallitus, Tiedotus nro 230, 94 s.
- Wulff, F. ym., 1987. Pelagic biology. First periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea area, 1980 - 1985; background document. Baltic Sea Env. Proc. no. 17 B, s. 216 - 255.



Kuva 1. Kokonaistypen keskimääräinen pitoisuus ( $\text{mg m}^{-3}$ ) Suomen rannikkovesien pintakerroksessa (Pitkänen ym. 1986).



## YHDYSKUNTIEN JA TEOLLISUUDEN JÄTEVESIEN TYPPIKUORMA

Limnologi Heikki Penttinen  
Vesi- ja ympäristöhallitus

Tämä tarkastelu koskee pistemäisistä jätevesilähteistä vesistöihin johdettavaa tai joutuvaa typpikuormaa.

Pistekuormittajien jätevesimäärä ja siitä johtuen typpikuorma on useimmiten melko tasaista ympäri vuoden ja erot vuosien välillä pieniä. Poikkeuksena ovat eräät kausiluonteiset teollisuudenalat. Ero tasaisen pistekuorman ja vaihtelevan hajakuorman välillä on kuitenkin selvä ja vesistövaikutustarkasteluissa huomioonotettava.

Käytännöllisesti katsoen kaikki yhdyskuntien viemärivedet käsitellään puhdistamoissa. Vesistöön johdettavat typpiyhdisteet ovat valtaosaltaan ammoniumtyppimuodossa. Pieni osa voi olla nitraatteina ja osa erilaisina orgaanisina yhdisteinä joko kiintoaineessa tai liuenneena.

Teollisuusjätevesien tyyppi on yleensä suurimmalta osin raaka-aineista ja vain pieni osa tuotantotoimissa tarvittavista kemikaaleista peräisin. Tuotantoaloittain vaihdellen ja mahdollisesta jätevesien käsittelyasteesta riippuen teollisuusjätevesien tyyppi joutuu vesistöön pääasiassa orgaanisiin aineisiin sitoutuneena ja ammonium- tai nitraattiyhdisteinä.

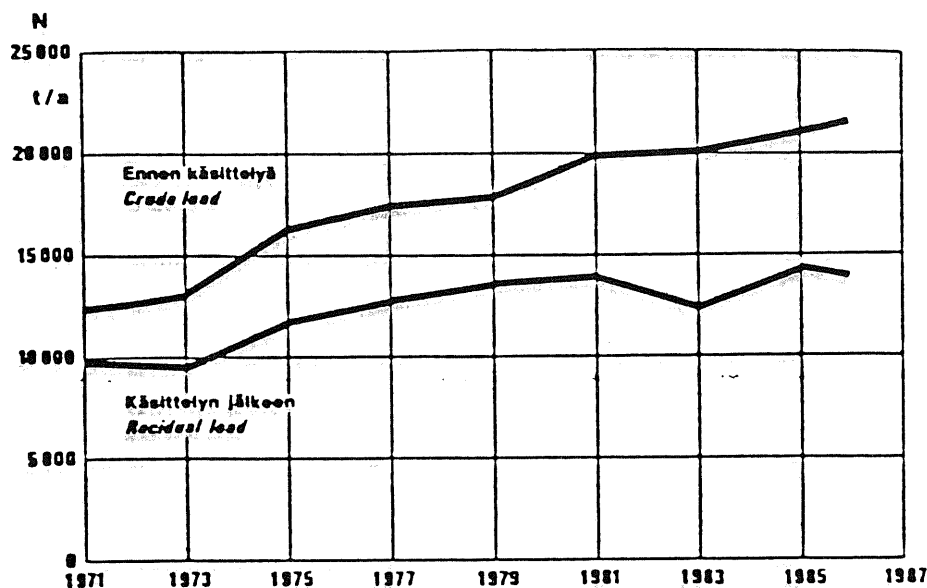
Pistekuorman tyyppien tai sen yhdisteiden vähentäminen on ollut tähän saakka harvoin omana jätevesien puhdistuksen tavoitteena.

Tyyppien vähenemä jätevesien käsittelyssä ei olekaan järin suuri. Koko maan tilaston mukaan yhdyskuntien viemäriveriesien puhdistamoissa typpivähenemä oli 35 % vuonna 1986.

Pistekuormituslähteiden vuoden 1984 tilastoitu tyyppien vesistökuorma oli 21 455 tonnia (58,8 t/d). Tästä 2/3 oli peräisin yhdyskunnista ja 1/3 eri teollisuuden aloilta.

### YHDYSKUNTIEN TYPPIKUORMA

Viemärilaitoksiin liittyneissä talouksissa asuu noin 3,5 miljoonaa ihmistä. Saniteettivesien lisäksi yhdyskuntien viemäriverkostoihin on liitetty lukuisasti lähinnä pieniä ja keskikokoisia teollisuuslaitoksia, joiden kuorma sisältyy yhdyskuntien tilastoihin. Vähentämättä muiden kuormituslähteiden osuutta asumajätevedestä on keskimääräinen tyyppien vesistökuorma noin 11 grammaa asukasta kohden päivässä.



Kuva  
Fig.

YHDYSKUNTIEN JÄTEVESIEN TYPEN KUORMITUS 1971-1986  
NITROGEN LOAD IN MUNICIPAL WASTEWATER 1971-1986

Yhdyskuntien typpikuorma on lievästi kasvanut yleisesti tehostuneesta viemäri-vesien käsittelystä huolimatta, sillä jätevesimäärät ovat samalla kasvaneet lisääntyneen liittymäärän seurauksena.

Biologiskemiallisilta puhdistamoilta vesistöön johdettavan jäteveden typpipitoisuus on normaalisti 20 - 30 mg/l.

Yhdyskuntien typpikuorma jakaantuu ymmärrettävästi karkeasti ottaen samoin kuin asutus eteläiseen Suomeen painottuen.

### TEOLLISUUDEN TYPPIKUORMA

Teollisuuden typpikuorma on noin puolet yhdyskuntien kuormasta (vuonna 1984 noin 7 600 t/a). Eri teollisuusaloista merkittävin typpikuormittaja on metsäteollisuus, joka aikaansaa hieman yli puolet kaikesta teollisuuden typpikuormasta.

**Teollisuuden typpipäästöt vesistöön vuonna 1984**


---

	kokonaistyyppi tonnia vuodessa
<hr/>	
massa- ja paperiteollisuus	4 238
mekaaninen metsäteollisuus	14
petrokemian teollisuus	157
lannoiteteollisuus	407
muu kemian teollisuus	216
kiven louhinta ja muu kivennäist.	7
malmikaivostoiminta	484
metallien valmistus	814
metalliteollisuus	12
tekstiiliteollisuus	16
nahka- ja turkisteollisuus	85
maidonjalostus	14
teurastus- ja lihanjalostus	4
muu jatkuvatoiminen elintarviket.	32
kausiluonteinen elintarviket.	246
erilliset voimalat	9
kalankasvatus	900

---

Yhteensä

7 655

Teollisuuden typpikuorman suuruus eri vuosina riippuu lähinnä metsäteollisuuden tuotantomäärästä. Typpikuorma on tehostuneiden vesiensuojelutoimenpiteiden ja uudistettujen tuotantomenetelmien ansiosta vähentynyt muun jätevesikuorman ohella selvästi 1970-luvun alusta 1980-luvulle. Poikkeuksena voidaan erottaa elintarviketeollisuus ja etenkin voimakkaasti suurentunut kalankasvatus. Teollisuuden typpikuorma keskittyy alueille, joilla on suuria metsäteollisuuden tuotantolaitoksia: Vuoksen, Kymijoen ja Kokemäenjoen vesistöjen varrelle ja Perämeren rannikolle.

**PISTEKUORMITUS/MUU KUORMITUS**

Vesiensuojelun tavoiteohjelman laskelmien mukaan typen koko vesistökuorma on noin 55 000 tonnia vuodessa. Pistekuorman osuus tästä olisi näin ollen noin 40 %. Muun muassa kuormituksen laadullisista eroista sekä purkuvesistöjen erilaatuisuudesta johtuen ei eri lähteiden kuormitus vaikuttane vesistöön juuri tällä suhteella.



## H A J A K U O R M I T U S   T Y P P I L Ä H T E E N Ä

MMK Seppo Rekolainen  
Vesi- ja ympäristöhallitus

Vesistöihin kohdistuvalla hajakuormituksella tarkoitetaan kaikkea sellaista kuormitusta, joka on peräisin muualta kuin pistemäisistä kuormituslähteistä. Tärkeimpiä hajakuormitusta aiheuttavia lähteitä ovat peltoviljely, haja-asutus, karjatalous, metsien ojitus ja lannoitus, ilman kautta tuleva kuormitus sekä luonnonhuuhtoutuma. Vesistöjen kannalta haitallisimpia hajakuormituksesta peräisin olevia aineita ovat ravinteet (typpi ja fosfori), orgaaninen aines, kiintoaines sekä eräissä tapauksissa torjunta-aineet ja muut ympäristömyrkyt.

Typen osalta suurin kuormittava tekijä on peltoviljely. Haja-asutuksen, karjatalouden ja metsätalouden merkitys on valtakunnallisesti vähäisempi. Peltomaassa olevat ja sinne lannoitteiden muodossa lisätyt typpiyhdisteet ovat helppoliukoisia ja tyypeä huuhtoutuu vesistöihin myös kuivatusvesien mukana pääasiassa nitraattimuodossa. Vesistöjen luonnontalouden kannalta typpi ja fosfori aiheuttavat haitallista rehevöitymistä. Vaikka fosfori onkin Suomen vesistöissä yleensä minimiravinne, typellä on myös merkitystä vesistöjen tuotantoketjussa. Viime aikoina on myös saatu viitteitä siitä, että maatalouden voimakkaasti kuormittamissa vesistöissä typpi on fosforin sijasta minimiravinne.

### PELTOVILJELYN AIHEUTTAMA TYPPIKUORMITUS

Maatalousmaan osuus Suomen pinta-alasta on 9 %, mutta useilla Etelä- ja Lounais-Suomen vesistöalueilla peltomaata on yli 30 % koko pinta-alasta. Toisaalta myös järviä tällä alueella on erittäin vähän, järvisyysprosentti on usein alle viisi. Kun luonnolliset sedimentaatioaltaat puuttuvat, peltomaalta huuhtoutuvien ravinteiden vaikutukset korostuvat alueen vesistöissä. Maatalouden aiheuttamat vesiensuojeluongelmat ovatkin vakavimmat tällä alueella. Ongelmaa pahentaa vielä alueen pohjavesivarojen riittämättömyys, juomavetenä joudutaan käyttämään huonolaatuista pintavettä.

Peltoviljelyn aiheuttamaa typpikuormitusta on arvioitu vesi- ja ympäristöhallituksen pienten valuma-alueiden verkoston avulla. Veden laatua seurataan tällä hetkellä 27 valuma-alueella. Näiltä alueilta purkautuva vesimäärä mitataan jatkuvasti, ja vesinäytteet otetaan 12 kertaa vuodessa. Alueiden maankäyttö vaihtelee, esimerkiksi peltojen osuus vaihtelee 0 - 100 %. Tutkimuksissa on

selvinnyt, että huuhtoutuva typpimäärä on selvästi riippuvainen alueella olevien peltojen määrästä (Kauppi 1984). Peltomaan ominaistyyppikuormitukseksi on laskettu  $12 \text{ kg ha}^{-1}\text{v}^{-1}$ . Tähän kuormituslukuun sisältyy peltojen muokkauksen ja ojituksen lisäksi sekä keinolannoitteilla ja karjanlannalla suoritettu lannoitus. Sen sijaan karjanlannan varastoinnista tai puristenesteen muodostumisesta aiheutuvaa suoraa vesistökuormitusta tämä arvio ei sisällä. Huuhtoutumismäärä riippuu suuresti sääoloista, kaltevuudesta, pellon maaperästä, ojitusmuodosta sekä kasvillisuudesta.

Peltoviljelyn aiheuttamaa kuormitusta voidaan verrata luonnonhuuhtoutumaan, joka on arvioitu luonnontilaisten metsäalueiden avulla. Typen luonnonhuuhtoutumaksi on arvioitu  $1 - 2 \text{ kg ha}^{-1}\text{v}^{-1}$ . Peltoviljely siis nostaa huuhtoutuvan typpimäärän moninkertaiseksi.

### **HAJA-ASUTUKSEN AIHEUTTAMA TYPPIKUORMITUS**

Haja-asutuksen merkitys vesistöjen kuormittajana on melko vähäinen. Haja-asutusalueella asuvan henkilön ominaiskuormitus on typen osalta  $0,30 \text{ kg as}^{-1}\text{v}^{-1}$  (Kauppi 1979). Verrattuna yleiseen viemärilaitokseen liittyneen asutuksen aiheuttamaan typpikuormitukseen haja-asutus on vesistön kannalta haitattomampaa, tällöin vuotuinen typpikuormitusarvio on  $4 \text{ kg as}^{-1}$ .

### **KARJATALOUDEN AIHEUTTAMA TYPPIKUORMITUS**

Karjatalouden vesistökuormitus koostuu lähinnä karjanlannan varastoinnista, huolimattomasta käsittelystä sekä puristenesteen joutumisesta vesistöön. Huonosti hoidetut lantalat sekä lietelannan mahdollinen levittäminen lumen tai routaantuneen maan päälle aiheuttavat voimakasta kuormitusta vesistöön. Puristenesteen kokonaiskuormitusta on vaikea arvioida, mutta sen paikallinen merkitys vesistön pilaajana saattaa olla erittäin suuri.

### **METSÄATALOUDEN AIHEUTTAMA TYPPIKUORMITUS**

Metsälannoituksen osuus vesistöjen ravinnekuormituksesta on valtakunnallisesti vähäinen. Typpilannoitettujen metsäalueiden typpihuhtoutuman on havaittu olevan vain lievästi suuremman kuin luonnontilaisten metsäalueiden (Grip 1982). Samoin on laita myös metsäojitusalueiden (esim. Kenttämies & Laine 1984). Sen sijaan hakkuualueilta on havaittu edellisiä suurempia typpihuhtoutumia (Grip 1982).

## HAJAKUORMITUKSEN OSUUS VESISTÖIHIN KOHDISTUVASTA TYPPIKUORMASTA

Seuraavassa taulukossa on tarkasteltu hajakuormituksen osuutta Suomen vesistöihin kohdistuvasta kokonaistyppi-kuormasta:

Teollisuusjätevedet	7 200 t v <sup>-1</sup>
Yhdyskuntajätevedet	13 000 "
Peltoviljely	31 000 "
Haja-asutus	1 100 "
Metsälannoitus	530 "

Luonnonhuuhtoutumaa ei ole tässä yhteydessä käsitelty, koska sitä ei voida pitää ihmisen aiheuttamana kuormituksena.

Hajakuormituksen osuus vesistöjen ravinnekuormituksesta on yhtä suuri kuin pistemäisen kuormituksen, kun asiaa tarkastellaan kokonaiskuormituslukujen avulla. Hajakuormituksen haittavaikutukset keskittyvät kuitenkin pääasiassa Etelä- ja Lounais-Suomeen sekä Pohjanmaalle. Hajakuormituksen aiheuttamasta ravinnekuormasta valtaosa ajoittuu suurten virtaamien kausiin, kevääseen ja syksyyn. Sen vuoksi koko huuhtoutuva ravinnemäärä ei ole levien käytössä kesällä, jolloin muut olosuhteet ovat suotuisat levien kasvulle.

Näin on laita erityisesti fosforin osalta, joka on suurelta osin kiintoaineeseen sitoutuneena. Sen sijaan typpi huuhtoutuu pääosin liukoisessa muodossa ja on siten helpommin hyödynnettävissä.

Muun kuin peltoviljelyn osuus hajakuormituksesta on valtakunnallisesti vähäinen, mutta haja-asutuksella, karjataloudella sekä metsälannoituksella saattaa olla suurikin paikallinen merkitys tapauksesta riippuen.

## KIRJALLISUUS

- Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. Uppsala Univ., Naturgeogr., Inst. UNGI Rapp. 58. 144 p.
- Kauppi, L. 1979: Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. Publ. Wat. Res. Inst. 34: 35-46.
- Kauppi, L. 1984. Contribution of agricultural loading to the deterioration of surface waters in Finland. Publ. Wat. Res. Inst. 57: 24 - 30.

Kenttämies, K. & Laine, J. 1984. The effects on water quality of forest drainage and phosphate fertilization in a peatland area in central Finland. Proc. 7th Int. Peat. Congr., Dublin, June 1984, 3: 342 - 354.



# ILMAN KAUTTA VESISTÖÖN TULEVA TYPPIKUORMA

Tutkija Pia Anttila  
Happamoitusmi projekti  
Ympäristöministeriö

## 1 TYPEN PÄÄSTÖT ILMAAN

Liikenne, energiantuotanto, teollisuusprosessit ja karjanlannan ja väkilannoitteiden käyttö maataloudessa ovat tärkeimmät ilman typpikuormittajat. Suomessa näistä päästölähteistä pääsee ilmaan typen oksideina ja ammoniakina vuosittain noin 120 000 tonnia typpeä.

Taulukossa 1 on yhteenveto typpiyhdisteiden päästöistä ilmaan Suomessa vuonna 1983.

Päästölähde	Päästö typpiyhdisteenä tonnia		Päästö typpenä tonnia %	
Liikenne	NO → NO <sub>2</sub>	153 000	47 000	39
Energiantuotanto	NO → NO <sub>2</sub>	68 000	21 000	18
Teollisuus	NO → NO <sub>2</sub>	20 000	7 000	6
Karjanlanta	NH <sub>3</sub>	36 000	30 000	25
Väkilannoitteet	NH <sub>3</sub>	10 000	8 000	7
Viljelysmaa	N <sub>2</sub> O	9 000	6 000	5
Yhteensä			119 000 t	

Taulukko 1.

Typpiyhdisteiden päästöt ilmaan Suomessa vuonna 1983 (Jaakko Pöyry Oy 1986, Keränen ja Niskanen 1987).

Liikenteen ja energiantuotannon typen oksidipäästöt muodostuvat polttoprosesseissa polttoilman typen ja hapen reaktioissa palotilan korkeassa lämpötilassa ja vähemmässä määrin polttoaineen typpiyhdisteiden hapettuessa. Näin syntyvät päästöt ovat pääasiassa typpioksidia NO, joka ilmassa muuttuu nopeasti typidioksidiksi NO<sub>2</sub>. Teollisuusprosesseissa typen oksideja syntyy lannoitteiden ja typpihapon tuotannossa sekä erikoispolttouuneissa kuten siistaamoissa, sulatusuuneissa, kuumennusuuneissa jne. Viljelysmaata emittoituu ilmaan denitrifikaation seurauksena typpioksiduulia N<sub>2</sub>O, joka kuitenkin pääosin muuntuu ilmassa typpikaasuksi.

Ammoniakkipäästöjä ( $\text{NH}_3$ ) ilmaan syntyy maatalouden karjanlannasta ja väkilannoitteista. Karjanlannan talteenoton, varastoinnin ja levityksen yhteydessä lannan ammoniakkityppi haihtuu herkästi. Vähäisempi ammoniakkilähde on väkilannoitteet.

Näiden antropogeenisten päästöjen lisäksi sekä typenoksideja että ammoniakkia muodostuu myös puhtaasti luontoperäisistä lähteistä, kuten metsäpalot, ukonilmat ja orgaanisen aineksen hajoamisreaktiot ja kasvien metaboliset prosessit.

## 2 ILMAAN PÄÄSTETTYJEN TYPIYHDISTEIDEN KULKEUTUMINEN JA MUUTUNTA

Ulkoilmassa epäpuhtaudet sekoittuvat käytännössä noin yhden kilometrin korkeuteen ulottuvaan ilmakerrokseen ja tämän ilmakerroksen liikkeet määräävät, mihin epäpuhtaudet kulkeutuvat ja laskeutuvat. Kulkeutumisen aikana epäpuhtaudet muuntuvat kemiallisin ja fysikaalisin reaktioin.

Typpioksidit hapettuu yleensä typpidioksidiksi, joka edelleen muuntuu kaasumaiseksi typpihapoksi  $\text{HNO}_3$  ja hiukkasmaiseksi ja vesipisaroihin liuenneeksi nitraatiksi  $\text{NO}_3^-$ . Nämä yhdisteet sitten kuiva- ja märkälaskeutuvat nitraatteina maaperään, vesistöihin ja kasvillisuuteen.

Ilmaan päästetty ammoniakki reagoi ilmassa olevien happamien hiukkasten (sulfaattien ja nitraattien) kanssa tai pienemässä määrin kaasumaisen typpihapon  $\text{HNO}_3$  kanssa muodostaen ammoniumsulfaatteja /  $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$  / ja nitraatteja /  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  / , jotka edelleen laskeutuvat ammoniakkahiukkasina (Asman ja Janssen 1986).

Epäpuhtauksien kulkeutumiseen ilmakehässä vaikuttavat päästölähteen ominaisuudet, meteorologiset tekijät, maaston ominaisuudet sekä ennen kaikkea ko. epäpuhtauden ja sen muuntumistuotteiden kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet.

Typpidioksidi, jota syntyy erityisesti liikenteestä, ei juurikaan poistu sellaisenaan kuiva- eikä märkälaskeumanaan, vaan vasta muutunnan jälkeen, josta syystä typen oksidien päästöt ehtivät sekoittua suureen ilmamassaan ja voivat maanpinnan tuntumassa sijaitsevista päästöistä huolimatta kaukokulkeutua.

Myös ammoniakin reaktiotuotteet, ammoniumhiukkaset, ovat luonteeltaan kaukokulkeutuvia. Ammoniakki reagoi ilmassa pääosin happamien aerosolien kanssa, jotka puolestaan ovat ns. pienhiukkasia, kooltaan alle  $1 \mu\text{g/l}$ , jolloin myös tuloksena syntyvät ammoniumhiukkaset ovat pienhiukkasia ja poistuvat huonosti sekä kuiva- että märkälaskeumassa.

Typen oksidien kulkeutumisetaisyys lienee samaa suuruusluokkaa kuin rikkidioksidin, jonka kulkeutuminen maasta toiseen jo tunnetaan.

### 3 TYPEN LASKEUMA

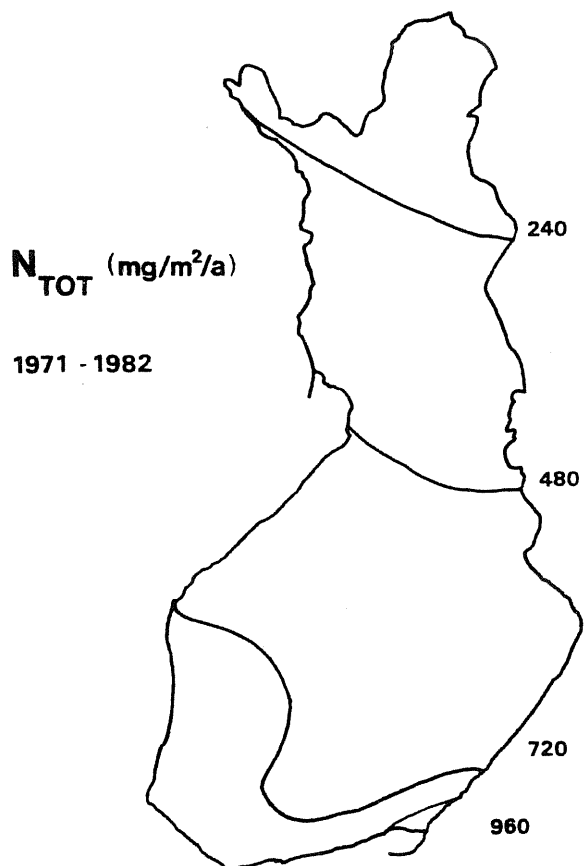
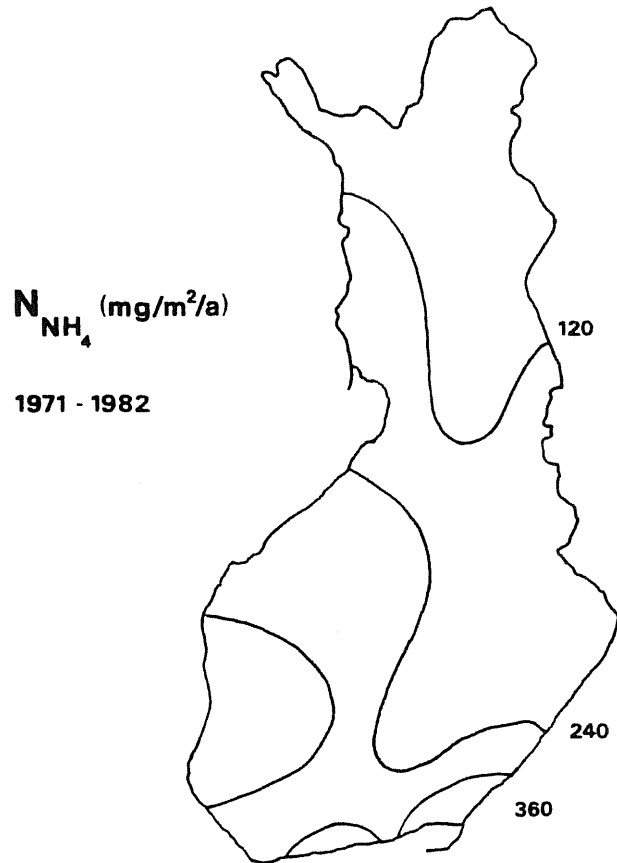
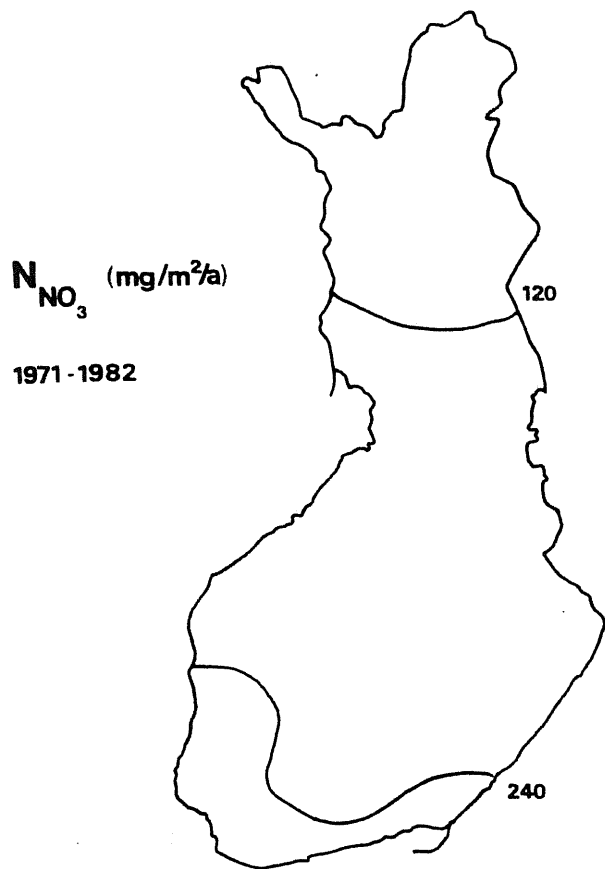
Kokonaistaskeumaa mittaa kuukausinäyttein Suomessa vesijaympäristöhallituksen vesien- ja ympäristöntutkimuslaitos, vuorokausinäyttein Ilmatieteen laitos. Kokonaistyyppilaskeuma muodostuu nitraattitypestä, ammoniumtypestä ja orgaanisesta tyypestä. Kuvassa 1 on esitetty kokonaistypen, nitraattitypen ja ammoniumtypen vuosilaskeumat Suomessa. Esitetyt laskeumat ovat ajanjakson 1971 - 1982 vuosikeskiarvot. Tyyppilaskeumassa voidaan helposti havaita gradientti Pohjois- ja Etelä-Suomen välillä.

Nitraatti- ja ammoniumtypen lähteitä on jo edellä kuvailtu, orgaanisen typen alkulähteet ovat vielä epäselviä. Mahdollisesti näiden pääasialliset lähteet ovat luonnossa.

Kokonaistyyppilaskeumasta keskimäärin 30 % on nitraattityyppiä, 40 % ammoniumtyyppiä ja 30 % ns. orgaanista tyyppiä. Ammoniumtyypellä lienee myös huomattava luontoperäinen lähde päätellen ammoniumin suuresta osuudesta laskeumassa. Mahdollista on myös, että mittausmenetelmä aliarvioi nitraattilaskeumaa johtuen siitä, että käytetty keräin ei kerää tehokkaasti kaasumaista typpiä.

Kuvasta 1 sekä Järvisen julkaisemista asemakohtaisista kuukausilaskeumista voidaan arvioida keskimäärin Suomessa nitraatti- ja ammoniumlaskeumaksi  $450 + 50 \text{ mg/m}^2$  vuodessa, jolloin saadaan nitraatin- ja ammoniumin aiheuttamaksi kokonaistaskeumaksi vuodessa Suomeen noin 130 000 - 170 000 tonnia. Kokonaistaskeuma on siis samaa suuruusluokkaa, noin 10 - 40 % suurempi, kuin ovat nitraatin ja ammoniumin esiyhdisteiden päästötkin. Suoraan vesistöihin tästä laskeutuu vajaan 20 000 tonnia.

Ilmatieteen laitoksen keräämistä vuorokausinäytteistä on voitu osoittaa, että nitraattitypen laskeuma on lähes tasainen ympäri vuoden, ammoniumtyypellä taas on keväällä maksimilaskeumat ja myös syksyisin saadaan suuria laskeumia. Tällaiset vuodenaikaisvaihtelut ovat odotettuja myös päästöjen vuodenaikaisvaihtelun perusteella. Nitraattilaskeuman pääasiallisin alkuperä on liikenne, jolla ei ole huomattavaa vuodenaikaisvaihtelua. Ammoniakin haihdunta on pienimmillään kylminä talvikuukausina ja maksimissaan lannan levityksen aikaan keväisin ja syksyisin. Ilmatieteen laitoksen mittauksista voi myös osoittaa nitraatin kaukokulkeutumista Suomen ulkopuolelta Suomeen (Laurila ja Joffe 1987).



Kuva 1.  
Kokonaistypen, nitraattitypen  
ja ammoniumtypen vuosilaskeuma  
Suomessa (Järvinen 1986)

Edellä kuvaillut mittaukset soveltuvat parhaiten aikasarja- ja alueellisiin tarkasteluihin. Aineilla, joita esiintyy runsaasti myös kaasumaisina yhdisteinä, tällainen mittausmenetelmä ei tuota tarkkaa laskeuma-arvoa, sillä kaasumaisten yhdisteiden laskeuma on voimakkaasti riippuvainen vastaanottavan pinnan laadusta ja esimerkiksi metsäalueille tullutta typpilaskeumaa ei voi suoraan mitata tällaisilla kokonaislaskeumakeräimillä.

#### 4 PÄÄSTÖJEN RAJOITTAMINEN

Keinoja moottoriajoneuvojen ja energiantuotantolaitosten typenoksidien rajoittamiseen on olemassa. Liikenteen typen oksidien päästöjen vähennystoimenpiteet perustuvat polttoaineen ja moottorityypin puhdistustekniikan valintaan. Myös liikennepoliittisin keinoin voidaan päästöihin vaikuttaa. Ympäristöministeriössä on valmisteilla periaatepäättös liikenteen pakokaasupäästöjen rajoittamiseksi.

Energiatuotannon typen oksidien vähennysstrategiat voivat perustua energiantuotantomuodon valintaan, polttoaineen valintaan sekä vähäpäästöisen polttotekniikan ja ylimääräisen puhdistustekniikan valintaan.

Kustannustiedot eri päästöjen vähentämismenetelmistä ovat melko niukat ja vaihteluväli suuri. Puhdistustekniikoiden kysyntä on viimeaikoina lisääntynyt ja uusia tekniikoita on sisäänajovaiheessa.

Ammoniakkipäästöjen rajoittamista ei toistaiseksi Suomessa harkita. Meillä karjamäärä peltopinta-alaa kohti on suhteellisen pieni, joten karjanlanta on voitu käyttää järkevällä tavalla toisin kuin tietyillä alueilla Keski-Euroopassa, erityisesti Hollannissa, jossa karjanlantaa muodostuu käyttömahdollisuuksiin nähden liikaa.

#### KIRJALLISUUS

Asman, W.A.H. and Janssen, A.J., 1986. A long range transport model for ammonia and ammonium for Europe and some model experiments, IMOU-report R-86-8.

Jaakko Pöyry Oy, 1986. Typen oksidien päästöt Suomessa 1980- ja 1990-luvuilla. Ympäristöministeriö, Ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto A/44/1986.

Järvinen, Olli, 1986. Laskeuman laatu Suomessa 1971-1982, Vesihallituksen monistesarja 408.

- Kauppi, Pekka, Kenttämies, Kaarle, Oikarinen, Seppo ja Valli, Raisa, 1987. Happamoituminen Suomessa, Ympäristöministeriö, Ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto A/57/1987.
- Keränen, Simo ja Niskanen, Raina, 1987. Typpilannoituksen vaikutus happamoitumiseen Suomessa, kirjallisuustutkimus, Ympäristöministeriö, Ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto A/30/1987.
- Laurila, Tuomas ja Joffre Sylvain, 1987. Meteorological analysis of wet deposition in Finland. Acid Rain, Scientific and Technical Advances, 1987 London.
- Lumme, Eija ja Ruoho-Arola, Tuija, 1983. Happaman laskeuman synty - ilmakemiallinen muutunta ja depositio, Ilmatieteen laitos, tutkimusseloste 107.

## TYPEN POISTO YHDYSKUNTAJÄTE - VESIEN KÄSITTELYSSÄ

Markku Mäkelä  
Vesi- ja ympäristöhallitus

### 1 JOHDANTO

Fosfori ja helpoimmin hajotettavissa oleva orgaaninen aines poistetaan nykyisin kohtalaisen tehokkaasti yhdyskuntien puhdistamoilla. Biologisesti käsitellään jo noin 85 % jätevedestä ja fosfori saostetaan kemiallisesti käytännöllisesti katsoen kaikilla laitoksilla.

Ajankohtaisena tavoitteena on nyt vesistöjen ammoniumtypikuorman vähentäminen. Ammoniumtyppeä koskevat vesioikeuden lupapäätösten ehdot edellyttävät yleensä, että vesistöön laskettavan jäteveden keskimääräinen ammoniumtyppipitoisuus on alle 4 mg/l ja käsittelyteho yli 80 tai 90 % laskettuna käsittelemättömän jäteveden kokonaistypen ja käsitellyn jäteveden ammoniumtypen määrästä.

Yhdyskuntien viemärilaitoksiin joutuvan typen kokonaismäärästä poistetaan vain kolmannes. Nitrifikaation yhteydessä typen poistoa voidaan helposti ja suhteellisen taloudellisesti tehostaa suunnilleen tasolle 50 - 60 % denitrifikaation avulla. Sen sijaan ilman denitrifikaatiota toteutettava nitrifikaatio voi johtaa kokonaistypen poistotehon huonontumiseen entisestään biomassan täydellisemmän hajoituksen vuoksi.

Typen merkityksestä käytettävissä olleiden selvitysten ei ole vielä katsottu edellyttäneen typenpoistovaatimusten asettamista. Jäteveden käsittelyä on tehostettava vaiheittain ja ravinteiden osalta pääpaino on tähän saakka kohdistunut fosforin poistoon. Tilanne on nyt muuttumassa ja esimerkiksi Helsingin kaupunki on joutunut selvittämään typenpoiston teknisiä toteutusmahdollisuuksia vesiviranomaisten edellytettyä, että uuden keskuspuhdistamon suunnittelussa varaudutaan typenpoiston aloittamiseen 1990-luvun loppuun mennessä.

Merialueiden uhkaavan nopean rehevöitymisen vuoksi parhaillaan valmistellaan myös Suomea koskevia kansainvälisiä typpipäästöjen rajoittamissopimuksia.

## 2 TYPENPOISTON PROSESSITEKNISET PERUSTEET

Jäteveden biologisessa käsittelyssä pääosa orgaanisista typpiyhdisteistä hajoaa ensin ammoniumtypeksi. Nitrifikaatiossa tietyt epäorgaanista hiiltä ja liuennutta happea käyttävät autotrofiset bakteerit hapettavat ammoniumtypen vaiheittain nitraatiksi. Denitrifikaatiossa orgaanista hiiltä ja nitraattihappea käyttävät heterotrofiset, fakultatiiviset bakteerit pelkistävät nitraatin ilmakehään vapautuviksi typpikaasuiksi. Tarvittava bakteerikanta kehittyy yleensä itsestään, jos olosuhteet ovat sopivat.

Tärkeimmät nitrifikaatioon ja denitrifikaatioon vaikuttavista tekijöistä ovat:

- jäteveden ominaisuudet, erityisesti hiilen ja typen suhde
- lämpötila ja lieteikä
- alkaliniteetti ja pH
- liuenneen hapen pitoisuus
- prosessien toteutustapa

### 2.1 N i t r i f i k a a t i o

Ammoniumtyppi on todettu voitavan hapettaa aktiivilietelaitoksissa jokseenkin täydellisesti myös alimmissa lämpötiloissa kunhan lieteikä, alkaliniteetti ja happipitoisuus jatkuvasti pidetään vaadittavalla tasolla.

Nitrifikaatiobakteerien kasvunopeus on pienempi ja lämpötilariippuvuus suurempi kuin aktiivilietteen muilla mikroorganismeilla keskimäärin. Nitrifioivan prosessin mitoitusperusteet on toistaiseksi selvitetty tapauskohtaisin tutkimuksin. Mitoituksen lähtökohtana on riittävän lieteiän ylläpidon mahdollistaminen. Esimerkiksi 5°C:ssa on varauduttava noin 25 vuorokauden ja 10°C:ssa noin 15 vuorokauden lieteikään. Nitrifioivan aktiivilieteprosessin lietekuorman mitoitusarvo voi täten yleensä olla enintään 0,06 - 0,08 kg BHK<sub>7</sub>/kg MLSS·d. Nitrifikaatiossa kuluu yhtä hapetettavaa typpigrammaa kohden happea 4,6 g ja alkaliniteettia 0,14 moolia.

Käsittelemättömän yhdyskuntajäteveden keskimääräinen typpipitoisuus on noin 36 - 40 mg/l ja alkaliniteetti noin 3 mmol/l. Jos tuestä on hapetettava esimerkiksi 30 mg/l, alkaliniteettia kuluu 4,2 mmol/l. Lisäksi alkaliniteettia pienentävät saostuskemikaalit, esimerkiksi esitai rinnakkaissaostuksessa käytettävän ferrosulfaatin tavanomaiset annostelumäärät 0,6 - 1,2 mmol/l. Aktiivilieteprosessin puskuroivasta vaikutuksesta huolimatta voidaan käytännössä hapettaa vain noin puolet puhdistamolle johdettavasta tuestä, ellei alkaliteettia nosteta, käytännössä lähinnä kalkilla tai denitrifikaation avulla. Esimerkiksi sammutettua kalkkia tarvitaan yleensä 50-100 g/m<sup>3</sup>. Tehokkaasti nitrifioivan aktiivilieteprosessin



hapentarve on ilman denitrifikaatiota suunnilleen kaksinkertainen nitrifioimattomaan verrattuna. Ilmastuskapasiteetin mitoituksessa denitrifikaatiota ei voida ottaa huomioon.

## 2.2 Denitrifikaatio

Denitrifikaatiobakteerien kasvunopeus ja lämpötilariippuvuus poikkeavat vähemmän aktiivilietteen keskimääräisistä arvoista. Denitrifikaatiobakteerit käyttävät nitraattihapetta vain liuenneen hapen puuttuessa. Lieteflokin ominaisuuksista, lähinnä koosta riippuen vähäistä denitrifikaatiota voi tapahtua flokin sisällä myös hapetta sisältävässä vedessä.

Denitrifikaation toteutuksen ehkä suurin ongelma liittyy orgaanisen hiililähteen hankintaan. Nitrifioidun jäteveden orgaanisten aineiden pitoisuus on vähäinen, joten hiililähteenä on lähinnä käytettävä lietteen itsensä ohella käsittelemätöntä jätevettä. Hyviä hiililähteitä ovat esimerkiksi monet suhteellisen vähän typpeä sisältävät elintarviketeollisuuden jätevedet. Tarvittavan ilmastusallastilan mitoituksessa anoksinen vaihe, esimerkiksi 40 % allastilavuudesta, tulisi ilmeisesti kokonaisuudessaan lisätä nitrifikaation edellyttämään tilavuuteen, jos tavoitteena on ympärivuotinen denitrifikaatio.

Denitrifikaatio tuottaa alkaliteettia puolet nitrifikaation kuluttamasta määrästä eli 0,07 moolia pelkistettävää typpigrammaa kohden. Hapen kokonaistarvetta voidaan käytännössä pienentää ehkä viidenneksen.

## 3 TYPENPOISTON TOTEUTUS

Denitrifikaatiota on Suomessa käytetty tähän mennessä lähinnä vain nitrifikaatioon liittyvien puhdistamon käyttövaikeuksien ja kustannusten vähentämiseen. Kysymyksessä ovat olleet yksilietemenetelmät, joissa samaa lietettä johdetaan sekä anoksinen denitrifikaatiovaiheeseen että hapellisen nitrifikaatiovaiheen kautta. DN-prosessissa jätevesi johdetaan ensin anoksiseen tilaan, jonka kautta ilmastusvaiheen loppupäästä kierrätetään nitraattipitoista lietettä puhdistamon tulovirtaamaan nähden moninkertainen määrä. Toinen yleisesti käytetty sovellutus on rengaskanava, jossa peräkkäiset anoksiset ja hapelliset vyöhykkeet ylläpidetään ilmastustehon säädön avulla.

Edellä mainituilla ratkaisuilla on saavutettu 50 - 60 %:n typpireduktio ja samalla eliminoitu pääosa kalkin käyttötarpeesta. Biologisen vaiheen kuormituksen pienentämiseksi on useimmiten käytetty esisaostusta.

Typenpoiston olennainen parantaminen tavanomaisen yhdyskuntajäteveden käsittelyssä edellyttäne useampivaiheisia ratkaisuja kuten kaksilietemenetelmiä, joilla voidaan saavuttaa ehkä 70 - 80 %:n poistoteho.

## ADVANCED BIOLOGICAL TREATMENT- NUTRIENT REMOVAL

Erik Bundgaard, David Bangsbo-Hansen,  
Gert Holm Kristensen, Jes la Cour Jansen  
I. Krüger AS

### INTRODUCTION

Denmark was one of the first countries in Europe to discover the problems regarding eutrophication. With its many small lakes and slowly flowing small rivers, the Danish fresh-water receiving water bodies are very sensitive towards any nutrient load from wastewater discharges. Therefore the major wastewater treatment plants situated in the interior parts of the country near sensitive recipients were extended already in the seventies with respect to nitrogen and phosphorus removal. This has to some extent saved many of the streams and lakes and brought the water quality back to good fishing water standard.

However, it has recently become evident that also the large brackish water areas, such as the inlets and bays, can no longer keep up the rate of self purification with the pollution load. Now increasing alga-growth, turn-ups of the sea bottom and massive fish death are common summer phenomena. Also in these areas wastewater treatment now includes nitrogen and phosphorus removal.

The problems mentioned above can be seen in many other places in Europe, among others in the Mediterranean area, and attempts are already being made, for instance by applying Danish technique, to solve the problems before they become too serious.

In the following the treatment processes used will be described, together with examples of design and treatment efficiency.

### NITROGEN REMOVAL

The various conditions required to obtain biological denitrification, and the biochemical processes involved, are all well documented (1). The practical problems of biological nitrogen removal can be summarized in the following points:

- 1 All nitrogen in the raw wastewater has to be oxidized to nitrate

- 2        Micro-organisms (mixed liquor), nitrate, and carbon source have to be present at the same time at anoxic conditions.

These fundamental biological principles are common to all denitrification processes. It is the ways in which they are used that are different.

All new designs now use one-sludge processes, in which the raw wastewater is used as carbon source for the denitrification. This approach has two advantages: The carbon source used is free, and BOD is removed together with the nitrate without any oxygen supply. Normally this BOD removal reduces the energy input to the aerators by 15-20 per cent.

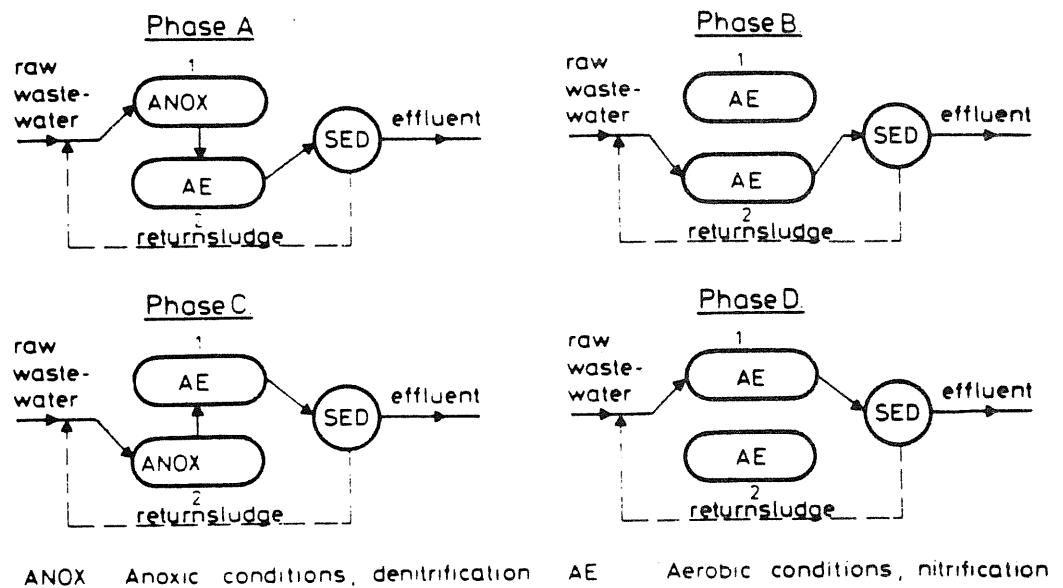
By the nitrification process 2 moles of acid are produced per 14 mg of  $\text{NH}_3\text{-N}$  oxidized. This is normally of minor significance, but in soft water areas or in the case of nitrification of industrial wastewater high in ammonia a drop in pH may occur. In such cases denitrification is attractive from a process-stabilization point of view. Also, a controlled denitrification in the reaction tanks will prevent floating sludge in the secondary clarifier, caused by release of nitrogen bubbles in the sludge thickening zone of the tank.

In the following the Bio-Denitro process used and developed in Denmark, partly by the Technical University of Denmark, will be described briefly.

### THE BIO-DENITRO PROCESS

The Bio-Denitro process is performed in a system with two complete mixed reactors and one sedimentation tank. The two reactors are connected by a pipeline and each is equipped with a mechanical, adjustable weir and mixing and aeration devices. The plant is operated with distinct separation of the anoxic and aerobic processes, and there is no mixed liquor recirculation. The operation is carried out in an alternating mode, which can be described as a repetition of a sequence consisting of four phases (A - D) as shown in Fig. 1.

In phase A raw wastewater is led into tank 1, where only mixing is performed. Consequently the conditions are anoxic and denitrification of the nitrate nitrogen generated and accumulated during the previous phases takes place. During this phase mixed liquor flows from tank 1 into tank 2, in a quantity corresponding to the flow of raw wastewater and return sludge. Tank 2 is operated with aerobic conditions (aeration) for nitrification and removal of remaining BOD.



**Fig. 1.      Operation Sequence for nitrogen removal by the Bio-Denitro method**

During phase A the nitrate concentration in tank 1 and 2 decreases and increases respectively. The duration of phase A corresponds to the time required for removal of nitrate in tank 1.

As the raw wastewater enters tank 1, the ammonia concentration in the tank will increase. Phase B is a short intermediate phase with aeration in both tanks with the wastewater being treated in tank 2 only. The duration of phase B corresponds to the time required for nitrification of the ammonia in tank 1.

Phase C is the other main phase. The direction of flow between the two tanks is now reversed compared to phase A, and the functions are alternated compared to phase A.

Phase D is the second intermediate phase which corresponds to phase B. The duration of the phases A through D is normally 4 - 8 hours.

The Bio-Denitro process has been applied in a number of treatment plants with a total capacity of approx. 500 000 population equivalents, as shown in Table 1. Further, an additional number of plants are under construction.

---

**Table 1. Danish treatment plants with nitrogen removal**


---

PLANT	WASTE-WATER	START	DESIGN BASIS (PE)	PROCESS
FR. SUND	municipal	1976	33.000	Bio-Denitro
FAABORG	municipal	1978	105.000	Bio-Denitro
ODENSE NV	municipal	1980	85.000	Bio-Denitro
SØHOLT	municipal	1976	105.000	Bio-Denitro
TRIGE	municipal	1978	5.000	Bio-Denitro
TRANKJÆR	municipal	1982	10.000	Recirculation
HØRNING	municipal	1983	10.000	Simultaneous DN
ODENSE NØ	municipal	1985	30.000	Bio-Denitro
NR. ÅBY	municipal	1985	12.500	Bio-Denitro
ROSLEV	industrial	1980	17.000	Bio-Denitro
KRONJYDEN	industrial	1979	35.000	Bio-Denitro
KAMBAS	industrial	1980	12.000	Bio-Denitro
ØSTJYDEN	industrial	1980	38.000	Bio-Denitro

---

As will be seen from the table, some of the plants have been in operation for many years, so today operation experience with several types of wastewater and various sizes of plants is available.

#### **Operating Stably and Effluent Quality**

The operating stability of the Bio-Denitro process can be illustrated by Table 2, which shows the results from the Frederikssund treatment plant for the years 1980 - 1984. From the table it appears that total-nitrogen is reduced through the plant from 30 - 40 mg/l N at the inlet to 2 - 4 mg/l N at the outlet. At the same time an extremely good removal of organic matter takes place, which results in a BOD of 6 - 9 mg/l in the effluent. Suspended matter is well below 10 mg/l SS, which shows that the sludge has excellent settling properties with no floating sludge in the clarifier.

Table 2. Operational results (mean values) Frederikssund treatment plant, 1980-84

Parameter		1980	1981	1982	1983	1984
Total-N	mg/l influent	30.8	39.3	34.8	29.9	30.0
	effluent	2.8	4.0	2.5	3.4	3.8
Ammonia-N	mg/l effluent	0.51	0.32	0.19	0.20	0.34
Nitrate-N	mg/l effluent	0.85	1.8	0.70	1.3	2.0
Total-P	mg/l influent	11.4	11.3	10.6	8.3	10.2
	effluent	3.7	2.5	2.5	3.5	3.6
BOD	mg/l influent	305	348	363	261	267
	effluent	9	6	9	6	7
COD	mg/l influent	-	579	624	451	461
	effluent	-	60	52	51	44
Susp.matter	mg/l effluent	-	2.5	4.3	2.6	2.4
Flow,	m <sup>3</sup> /d	7750	7800	6440	6180	5720
Loading, PE (design 33.000 PE)		38200	45200	38400	25600	25400

However, it should be mentioned that the wastewater led into Frederikssund treatment plant is very suitable for nitrogen removal as there is a very high ratio of organic matter to nitrogen (8 - 10 mg BOD/mg N). Furthermore some of the wastewater is derived from a fruit juice factory and is thus very easily degraded. An effluent quality as stable and good as that of Frederikssund can only be expected at such optimal conditions.

During the design and running in of the various plants shown in Table 1 it has become evident that three factors play an important role in obtaining a stable operation and good effluent quality in plants with nitrogen removal:

- the construction of the plant
- the optimization of the operation
- the composition of the wastewater

Extensive activities have been necessary in order to overcome the problems related to each of these aspects. The reasons are that the Danish requirements as regards the discharge of wastewater belong to the strictest in the world, that the composition of the wastewater especially

in the plants which treat a considerable amount of mark- from an international point of view - has been leading within this field, which means that only little experience has been available from abroad.

Another important factor has been that some of the plants are relatively small, thus making an adaption to specific conditions, varying over the year, necessary in order to achieve a satisfactory operation of the plant.

It goes without saying that the composition of the wastewater is of vital importance for the stability of the operation and the effluent quality. However, practice has shown that if the plant has been designed correctly and is operated properly, a good, stable effluent quality can be obtained even in plants where the wastewater composition varies considerably.

One problem, however, which cannot be dealt with is the content of dissolved organic nitrogen in a well nitrified/denitrified effluent. The content of such nitrogen compounds which cannot be degraded in the treatment process may vary considerably and has a marked influence on the total amount of nitrogen discharged from a plant - in spite of optimal operation of the plant.

Fig. 2 shows the very different composition of the wastewater in 3 plants. In spite of these very large differences in the BOD:n ratio all three plants operate with a high degree of nitrogen removal, as shown in Fig. 3 to 5. The content of dissolved organic nitrogen compounds in the wastewater contributes in different amounts to the discharge of nitrogen from the plants.

In the Frederikssund plant the content is usually rather low with a value of about 1,5 mg/l N. in the SØholt plant the content varies between 0 and 6 mg/l N, whereas it is almost constant at 2 mg/l N in the Odense NW plant.

These figures demonstrate the problem of setting up (or fulfilling) requirements for the content of total nitrogen in the effluent from a treatment plant. Only measures taken against the sources of such compounds which are not easily degradable ensure that there will be no unacceptable discharge of nitrogen from a plant, even if it is designed and operated for the best possible nitrogen removal.



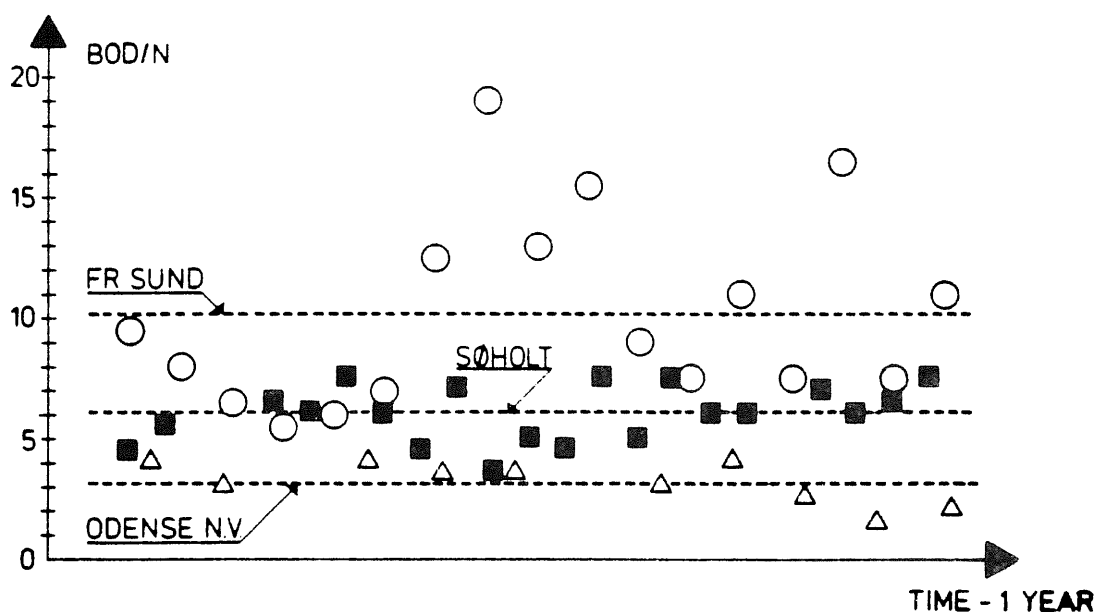


Fig. 2 Variation in and average value of the ratio of organic matter (BOD) to total nitrogen (N) in one year in raw wastewater in 3 Danish plants with nitrogen removal.

### Nitrogen Removal at An Unfavourable BOD/N Ratio

The ratio of organic matter to nitrogen in the wastewater is the most important parameter in connection with the design and operation of plants with nitrogen removal. Theoretically, the minimum ratio of organic matter to nitrogen which is to be denitrified can be calculated to approx. 2,6 kg of organic matter (as COD/kg N). It is often stated that in practice the ratio must be considerably higher in order to compensate for the fact that not all organic matter is available for denitrification. This is due to the fact that part of the organic matter is taken up by the bacteria, and that part of it is degraded under the presence of oxygen (under aerobic conditions). Furthermore the daily supply of organic matter and the amount of nitrate present in the plant do not usually correspond to each other. These facts mean that a stable removal of nitrogen will require a "surplus" of organic matter. In literature the amount of nitrogen necessary in practice is often quoted as high as 4 - 6 kg BOD/kg N.

Besides the ratio of organic matter to nitrogen, the "quality" of the organic matter is important. Organic matter, such as easily degradable volatile acids, causes a denitrification rate which is considerably higher than the rate achieved when hydrolysis of particular organic matter acts as carbon source.

Fig. 3, 4, and 5. Effluent Quality in terms of total nitrogen and inorganic nitrogen (ammonia, nitrite, and nitrate).

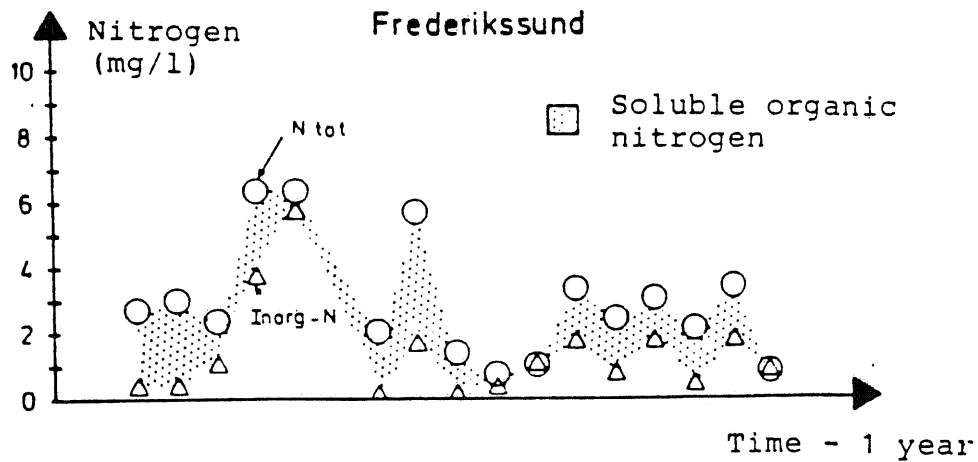


Figure 3. The Frederikssund Treatment Plant, 1980.

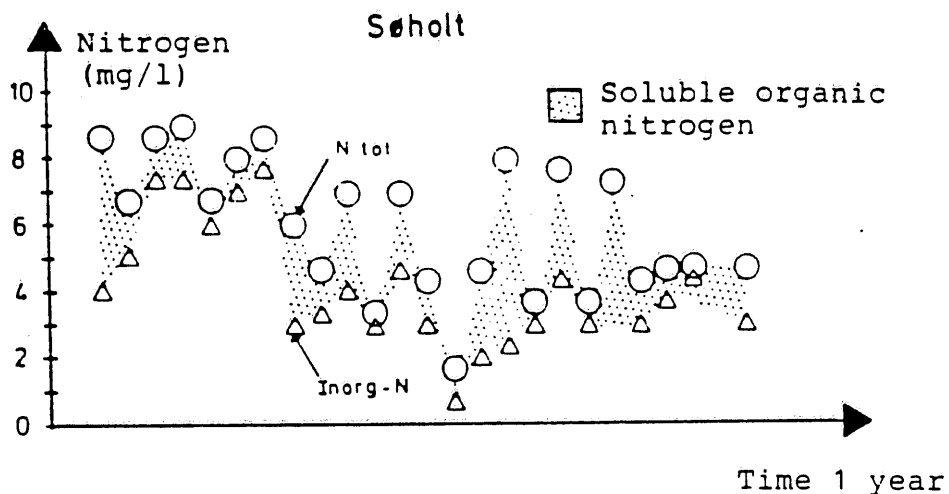


Figure 4. The Søholt Treatment Plant, 1983.

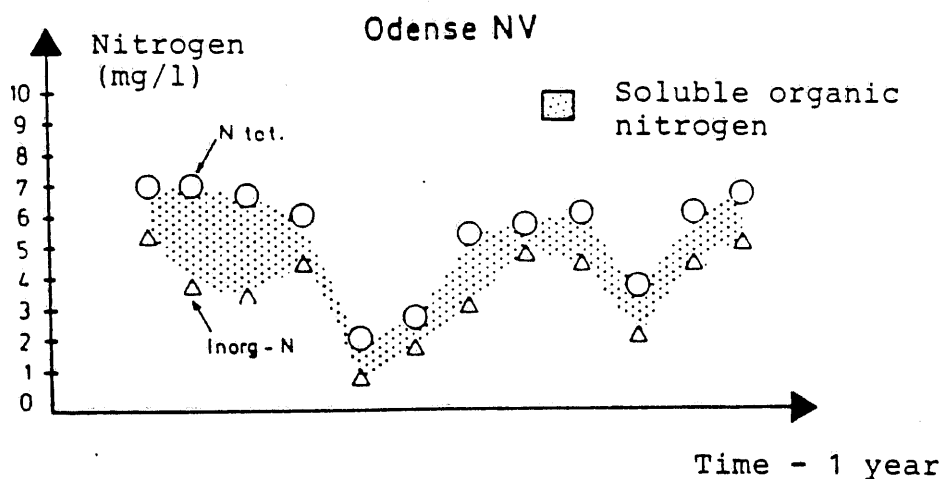


Figure 5. The Odense NV Treatment Plant, 1984.

Even though the presence of large amounts of easily degradable organic matter is advantageous in connection with nitrogen removal, it is possible to obtain stable, low effluent values at less optimal conditions.

An important - but not very often applied - possibility of optimizing the nitrogen removal in cases where the ratio of easily degradable organic matter to nitrate is low, is the use simultaneous denitrification. Simultaneous denitrification takes place at the same time as nitrification, i.e. while there is oxygen present. This is possible because the oxygen is not able to penetrate the sludge flocs, therefore, denitrify in the "centre". The organic matter for this denitrification derives from hydrolysis of particular organic matter in the denitrification part of the sludge floc. This process will proceed rapidly at elevated temperatures, i.e. above 20°C.

Oxygen is able to enter further into the flocs at high D.O. concentrations than at low concentrations. It is therefore important to find oxygen levels (set points for the aeration equipment) where the oxygen-consuming processes as well as the required simultaneous denitrification take place.

The denitrification rate under partly aerobic conditions has been measured at the Frederikssund treatment plant in connection with an extensive experiment carried out at the plant (2). The connections between the denitrification rate and the dissolved oxygen content has been calculated and plotted in Fig. 6. Points with arrows pointing upwards indicate that the reaction rate is potentially higher than stated as zero nitrate is measured in the tank, even if ammonia is removed in the same process.

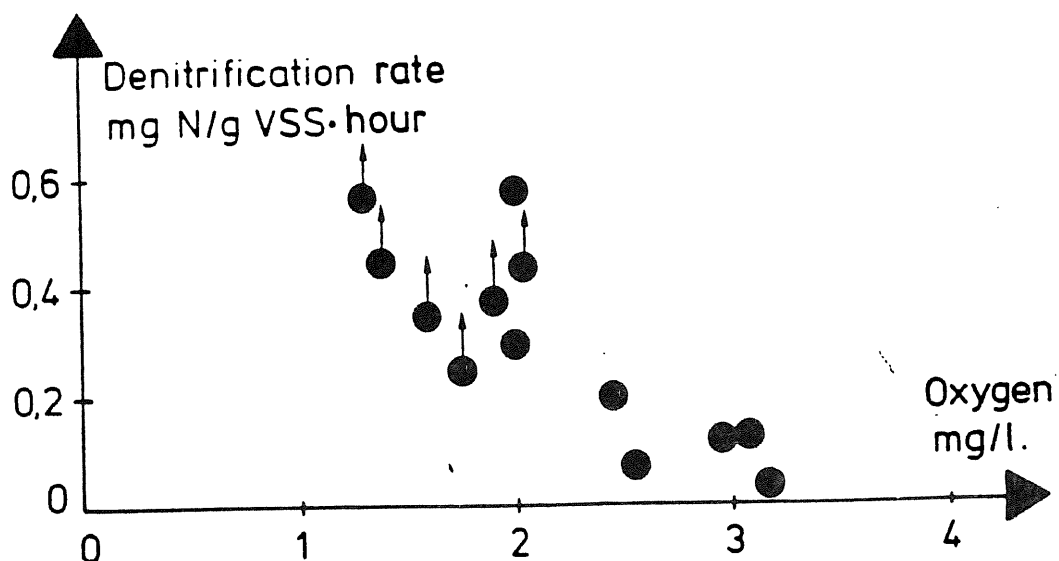


Fig. 6. Rate of denitrification as a function of the oxygen content, where the carbon source for the denitrification is hydrolyzed organic matter.

As was to be expected, the figure shows that the denitrification rate decreases with increasing oxygen concentrations. However, by comparing the values of denitrification rates at simultaneous denitrification with the rate of "normal" denitrification of approx. 1 - 2 mg N/g VSS x h, it appears that 30 - 50 per cent nitrogen removal can be obtained simply by an oxygen control.

The values shown in Fig. 6 are specific for the actual plant and the actual wastewater. However, rates of the same order of magnitude will apply to most plants and make it possible to ensure a stable denitrification when the plant is operated with controlled denitrification in the anoxic as well as in the aerobic process steps.

In treatment plants with an extensive pretreatment taking place prior to the nitrogen removal process, the ratio of organic matter to nitrogen is reduced significantly. In such cases on optimization of the nitrogen removal is especially required. An example of such a plant is the Odense NW plant where pretreatment for BOD removal is carried out in a high-loaded activated sludge plant as well as in biological trickling filters. In order to obtain denitrification in the second stage (by the Bio-Denitro process) a 20 per cent by-pass of raw wastewater to the latter had to be made. Fig. 7 shows results of operation during a period where the plant was operated with nitrification only and in a period after the denitrification had been run in. Besides an increase in the nitrogen removal, the conversion, resulted in improved sludge properties, reduced power consumption, and improved effluent quality in terms of BOD and suspended solids (3).

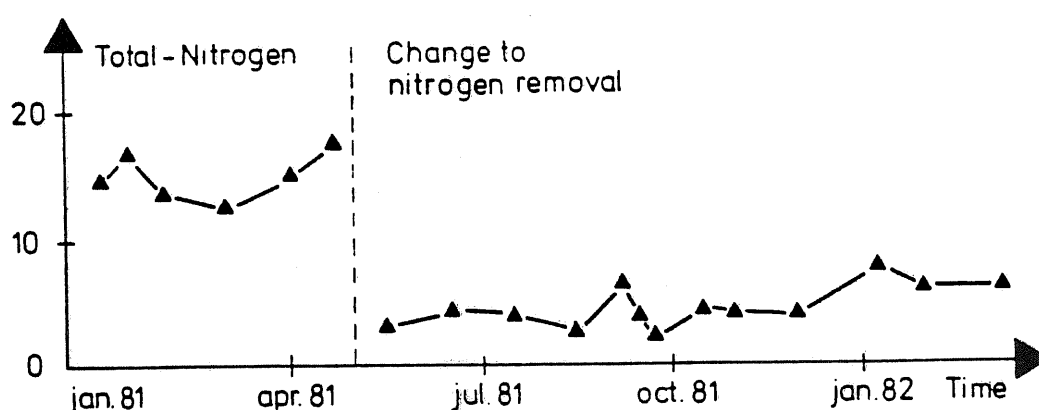


Fig. 7. Effluent quality from the Odense NW treatment plant before and after the conversion to removal of nitrogen.

Fig. 8 shows the ratio of organic matter to nitrogen and the ratio of COD to nitrogen (at the inlet into the Bio-Denitro section of the plant).

These values are 3 kg BOD/kg N and 10 kg COD/kg N as average values over a period of 4 years. The COD/BOD ratio is high (3:1) due to the fact that most of the wastewater has been biologically treated before it enters the denitrification plant. However, it has still been possible to achieve a dissolved inorganic nitrogen concentration in the effluent of below 3mg/l as an average, by using the methods of operation described above.

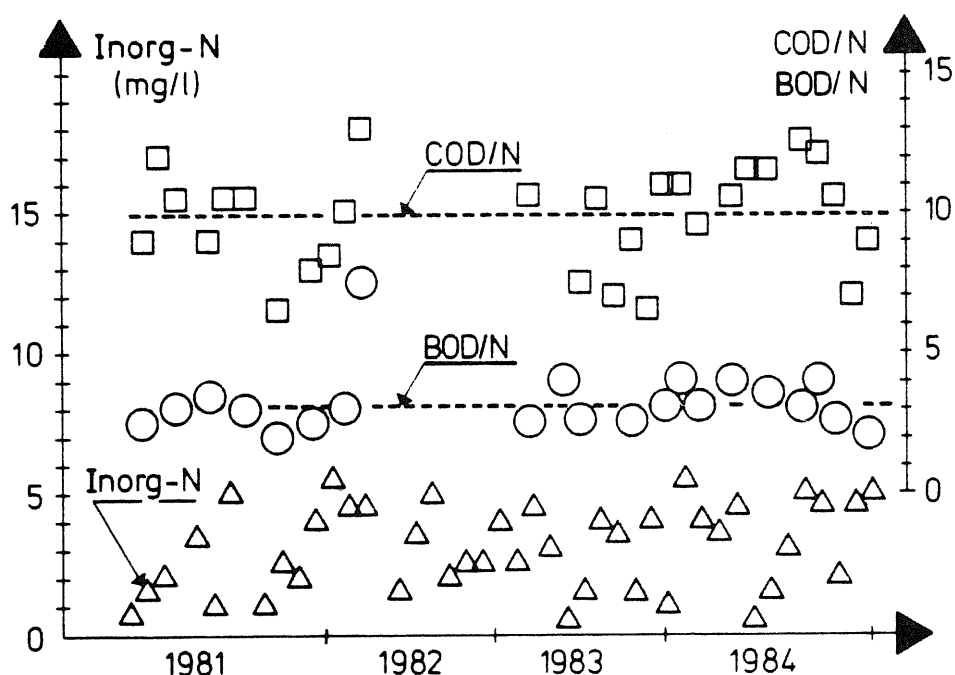


Fig. 8. Variation in composition of wastewater and effluent quality in a 4-year period at the Odense NW treatment plant.

### Phosphorus Removal

Phosphorus removal can be carried out by different processes, using addition of chemicals such as ferrous sulphate, ferric chloride, aluminium sulphate, etc. in varying process types, preprecipitation and simultaneous precipitation being the most common ones. These processes have all been tested and used in Denmark as well as in most other European countries for several years, and design criteria are well established.

A new process for phosphorus removal has been developed within the last few years: The biological phosphorus

removal process. In Denmark a process of this type - the Bio-Denipho process for biological phosphorus and nitrogen removal - has been developed.

### Biological Phosphorus Removal

By biological wastewater treatment a certain amount of phosphorus is removed from the wastewater as it becomes a natural part of the excess sludge produced in the plant. In conventional biological treatment processes the phosphorus content of the sludge corresponds to 1 - 2 per cent of the dry matter produced.

In plants designed for biological phosphorus removal the growth conditions are favoured for micro-organisms which are able to accumulate considerably larger amounts of phosphorus than more common micro-organisms. In this way a much larger amount of phosphorus than usual can be removed as part of the excess sludge.

A simplified explanation of the biological phosphorus removal process is given in Fig. 9.

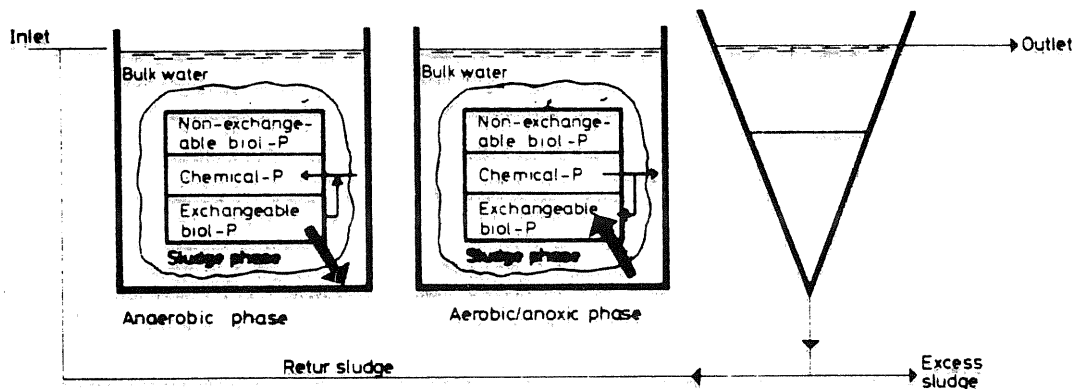


Fig. 9. Simplified description of the mechanisms in biological phosphorus removal.

As will appear from the figure, the sludge contains three types of phosphorus compounds:

- a) Biologically fixed phosphorus compounds which form part of the cell membranes
- b) Biologically exchangeable phosphorus compounds which serve as "energy storage"
- c) Chemically bound phosphorus which is partly exchangeable.

The Bio-Denipho process is a modification of the Bio-Denitro process in which an anaerobic step has been added before the anoxic/aerobic reactors. By this process the wastewater first passes the anaerobic pretreatment tank where only mixing takes place, and where neither nitrate nor oxygen are present.

In this anaerobic tank the phosphorus-absorbing bacteria can accumulate certain easily degradable organic compounds by using energy from the "energy store". Phosphorus is released from the sludge, and the phosphorus concentration, in the liquid fraction actually increases. Due to this increase in concentration, some of the phosphorus will form a precipitate together with the iron and calcium present in the wastewater, i.e. a chemical precipitation of sparingly soluble calcium-iron-phosphates without the addition of chemicals.

Having passed through the anaerobic reactor the mixed liquor enters the other reactors with alternating anoxic and aerobic conditions. Under the presence of oxygen the micro-organisms refill their energy stores of organic phosphorus compounds. The phosphorus released previously is hereby removed again from the liquid phase. At the same time some phosphorus is taken up as part of the fixed cell structures in the constantly growing biomass in the plant.

By the alternating mode of operation variations in the dissolved phosphorus concentration will occur, as the concentration decreases when aeration takes place and increases when there is no aeration.

The discharge from the nitrification/denitrification tanks is controlled in a manner that ensures minimum phosphorus concentration in the liquid phase of the mixed liquor. The wastewater with a low phosphorus concentration is discharged from the top of the clarifier, and the activated sludge rich in phosphorus is returned to the anaerobic tank or removed as excess sludge.

Consequently, the principles of biological phosphorus removal can be explained by the fact that, because of the anaerobic treatment step, the phosphorus-accumulating bacteria get the possibility of competing favourably with the non-P-accumulating bacteria.

The controlling factors regarding the effluent quality of phosphorus is primarily the amount of organic matter which the P-accumulating micro-organisms are able to "store" in the anaerobic tank and the natural content of calcium and iron in the wastewater which controls the chemical precipitation.

Two of the plants mentioned in Table 1 are designed as Bio-Denipho plants (Nr. Aaby and Odense NO). However, the running in of these two plants only started late 1985 and results from the operation are not yet available.

Results from 3 years' operation of a pilot plant with this process have given a lot of experience, and effluent qualities of less than 1 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  have been obtained in periods with favourable wastewater compositions.

## SUMMARY

The past 10 years' practical work has given experience in design and operation of full scale treatment plants performing nitrogen and phosphorus removal. Operation strategies have been developed to overcome situations with unfavourable wastewater compositions and the process has proved its reliability. Construction and operational costs compare favourably to conventional treatment plants.

Tools for prevention of eutrophication of the sea are now at hand for most cases of wastewater treatment.

## REFERENCES

- Focht, D.D. and Verstraete, W. 1977. Biochemical Ecology of Nitrification and Denitrification. Advances in Microbial Ecology. Vol. 1, pp 135 - 214.
- Jansen, J. la Cour and Behrens, J.C. 1980. Periodic Parameter Variation in a Full Scale Treatment Plant with Alternating Operation. Prog. Wat. Tech. 12, (5), pp 521 - 532.
- Kristensen, G.H. and Jansen, J. la Cour 1983. Nitrogen Removal - More than Removal of Nitrogen. Vatten 2 1983 pp 183 - 192 (In Danish).



FULL SCALE

BIO-DENIPHO + Contact filtration

Nørre Åby Sewage Treatment Plant.

The Nørre Åby Plant treats combined domestic and industrial wastewater.

The plant is designed for a dry weather flow of 5150 m<sup>3</sup>/day. The organic load in 1987 equals 12,500 PE of which 4000 PE is industrial wastewater from a chocolate producer.

This industrial wastewater gives the Nørre Åby plant a wastewater with a very favourable carbon to nitrogen ratio suited for biological phosphorus removal.

The existing plant was in 1984-85 upgraded to meet the new effluent standards:

BOD: 10 mg/l Total N: 7 mg/l Total P: 1 mg/l

The raw water is treated in a BIO-DENIPHO process combined with contact filtration on a filter with addition of iron chloride.

(Iron to phosphorus ratio: 0.25).

The produced chemical sludge is reentered into the BIO-DENIPHO plant with the backwash water from the filter, and the chemical sludge is removed with the biological surplus sludge.

The upgraded plant has been in operation since 1985.

Results of operation Nørre Åby Wastewater treatment plant.

Biological phosphorus removal.

Average values 1987	Raw wastewater	Effluent	
Wastewater flow	3700	.	m <sup>3</sup> /day
Total BOD	233	8.3	mg/l
Total N	25	4.4	mg/l
Total P	11	3.1	mg/l
Ortho-P	6	2.9	mg/l
Susp.Solids	260	7.2	mg/l
BOD/N Ratio	9.3		
BOD/P Ratio	21.2		

With chemical addition (Contact filtration) effluent:

Total P = 0,4 mg/l

Ortho-P = 0,2 mg/l

Average values 22.04.87 - 17.06.87.



## T Y P P I H A I T T O J E N V Ä H E N T Ä M I N E N T E O L L I S U U S J Ä T E V E D E T

DI Heikki Haaramo  
Tampereen vesi- ja ympäristöpiiri

### 1 YLEISTÄ

Teollisuuden vesiensuojelutoimenpiteistä puhuttaessa päähuomio yleisessä keskustelussa kohdistuu lähinnä jätevesien erilaisiin käsittelymenetelmiin. Jätevesien puhdistus on tietysti yksi teollisuuden vesiensuojelun keskeinen keino, mutta pelkkä puhdistustekniikoiden tarkastelu antaa käsittääkseni virheellisen kuvan mahdollisuuksista teollisuusprosessienpäästöjen säätelemiseen varsinkin, kun ryhdytään tarkastelemaan haitta-aineita erikseen, kuten typpeä näillä vesitutkimuspäivillä.

Teollisuuspäästöjen syntymiseen vaikuttavia tekijöitä auttaa ymmärtämään tuotantoprosessin luonteen lähempi tarkastelu. Teollisuus voitaneen ensinnäkin määritellä tuotantotoiminnan haaraksi, joka jalostaa alkutuotannon aikaansaamia tai luonnosta otettuja tuotteita kulutukseen tai raaka-aineeksi toiselle teollisuudelle. Teollisuuden jalostustoiminnalle on ominaista energian käyttö. Teollisuusprosessiin syötetään siis raaka-aineita ja energiaa käyttämällä saadaan tuotteita. Kun aineen säilymislauseen mukaan suljetussa systeemissä massan määrä on vakio (poikkeuksena ydinreaktiot), on teollisuusprosessiin tuleva ainemäärä prosessista poistuvan ja prosessiin kerääntyvän määrän summan. Kun prosessiin ei tietysti voi jatkuvasti kerääntyä ainetta, on prosessin tulevan ja prosessista poistuvan ainemäärän oltava pitkällä aikavälillä saman suuruiset. Tästä yksinkertaisesti seuraa, että ne ainemäärät, jotka eivät sisälly prosessin tuotteisiin, ovat jätteitä ja poistuvat prosessista erilaisina päästöinä. Teollisuusprosessin päästöjen määrää on mahdollista vähentää tuotteiden saantia parantamalla, raaka-aineita vaihtamalla tai muilla vastaavilla keinoilla. Ympäristönsuojelun kannalta kuitenkin yhtä oleellista kuin päästöjen määrän vähentäminen, saattaa olla se, minkälaisina yhdisteinä päästöt johdetaan ja johdetaanko ne ilmaan, veteen vai kiinteinä jätteinä maaperään. Näiden vaihtoehtojen valittamiseen teollisuusprosessi tietyissä tapauksissa antaa mahdollisuudet ainakin johonkin rajaan asti. Itse asiassa jätevedenpuhdistus on hyvä esimerkki prosessista, jossa ympäristöön johdettavat ainemäärät eivät tietystikään vähene, vaan epäpuhtaudet joutuvat veteen, ilmaan tai lietteeseen ja ympäristön kannalta yleensä haitattomampina yhdisteinä.

## 2 TEOLLISUUDEN JÄTEVESIEN TYPPIKUORMITUS

Teollisuuden (kuva 1) jätevesien typpikuormitus on 70-luvun alun tasolta 10 000 - 11 000 t N/a pienentynyt tasolle 6 000 - 7 000 t N/a. Näihin jätevesikuormituslukuihin sisältyvät vain teollisuuslaitokset, jotka johtavat itse jätevetensä vesistöön. Kunnallisiin viemäreihin jätevetensä johtavien teollisuuslaitosten jätevesien typpikuormitus tilastoidaan yhdyskuntien jätevesien kuormituksiin.

Vertailun vuoksi tässä yhteydessä mainittakoon, että vuoden 1977 typen oksidien ( $\text{NO}_x$ ) päästöt ilmaan olivat arvion mukaan yhteensä 158 000 t  $\text{NO}_x$ , josta teollisuuden energia-tuotannosta ja prosesseista arvioitiin olevan peräisin 50 000 t  $\text{NO}_x$  ja liikenteestä 57 000 t  $\text{NO}_x$ .

Teollisuuden jätevesien typpikuormitusta ei yleensä ole pidetty keskeisenä kuormitustekijänä, ja ilmeisesti siitä syystä vesioikeuksien päätösten lupaehdoissa typpikuormitukselle on esitetty numeerinen kuormitusraja melko harvoin. Kun näin on menetelty, on siihen ollut käsittääkseni syynä vesistölliset erityisolosuhteet tai typpiyhdisteiden hallitseva osuus jätevesikuormituksessa. Esimerkiksi metsäteollisuuden, jonka osuus teollisuuden typpikuormituksesta on yli puolet, jätevesiluvissa typpikuormituksella on numeerinen raja-arvo vain yhdessä tapauksessa.

## 3 METSÄTEOLLISUUDEN TYPPIKUORMITUS

Metsäteollisuuden typpikuormituksessa (kuva 1) tapahtui selvä pienentyminen 70-luvun alussa, minkä jälkeen kuormitus on vakiintunut ja riippuu tuotannon laajuudesta. Typpikuormituksen pieneminen 70-luvun alussa on johtunut tehdyistä vesiensuojelutoimenpiteistä, kuten vesimäärän vähentämisestä ja mekaanisten selkeyttämöiden toteuttamisesta. SITRA:n teettämässä selvityksessä (TESI 3) metsäteollisuuden jätevesien mekaanisten selkeyttämöiden toimivuudesta todettiin mm., että typpikuormituksen väheneminen mekaanisessa selkeytyksessä riippui voimakkaasti kiintoaineen erotusasteesta. Tässä selvityksessä tutkitujen viiden selkeyttimen typpireduktiot olivat välillä 17 - 41 % keskiarvon ollessa 27 %.

Oy Keskuslaboratorion selvityksen mukaan (Seloste 1299/1977) typpi tulee sa-sellun valmistuksessa prosessiin lähes kokonaan puun mukana. Vain vähäisiä määriä tulee prosessikemikaalien mukana. Typeä tulee puun mukana noin 3 100 g/tonni selluloosaa, josta puusta erotetun kuoren osuus on noin 1 400 g N/t selluloosaa. Suurin osa typestä poistuu mustalipeän polton yhteydessä savukaasujen mukana (> 1 500 g/t). Jätevesiin joutuu typeä 300 - 500 g/t.

Edelleen Keskuslaboratorion selvityksen mukaan (Seloste 1343/1978) myös si-sellun valmistuksessa typpi prosessiin tulee pääosin puun mukana. Sen sijaan esimerkiksi hienopaperin valmistuksessa merkittävä osa (> 50 %) saattaa tulla prosessiin lisäaineina käytettävien kemikaalien mukana.

Eräs selvästi kasvava typpilähde metsäteollisuudessa on mekaanisten massojen valkaisu, joka on mekaanisten massojen tuotannon lisääntymisen myötä kasvanut voimakkaasti. Mekaanisten massojen valkaisun yhteydessä raskasmetallit (lähinnä rauta ja mangaani) sidotaan kompleksin muodostajilla (EDTA, DTPA), jotka sisältävät runsaasti typpeä. Kun valkaisuamaton mekaanisen massan tuotannon typpikuorma on 100 - 120 g N/t massaa, se nousee valkaisun myötä tasolle 400 g N/t massaa.

Metsäteollisuuden jätevesien puhdistamojen suunnittelussa lähtökohtana on lähinnä ollut kiintoaine- ja BHK-kuormituksen vähentäminen. Kuten edellä todettiin mekaanisissa puhdistamoissa jätevesien typpikuormitus jonkin verran vähenee, kiintoaineeseen sitoutuneen typen poistuessa. Ilmastetuissa lammikoissa on todettu päinvastaista; lammikon bakteerikanta pystyy käyttämään ilman sisältämää alkuainetyppeä ja täten jätevesien typpikuormitus kasvaa. Esimerkiksi Kymmene Oy:n Lappeenrannassa sijaitsevan Kaukaan sulfaattisellu- ja paperitehtaan jätevesien ilmastettu lammikkopuhdistamo sitoo typpeä ilmasta keskimäärin 400 kg/d. Metsäteollisuuden aktiivilietelaitosten toimivuudesta on vesi- ja ympäristöhallinnossa tekeillä laaja selvitys, jonka valmistamisen jälkeen typen käyttäytymisestä näissä puhdistamoissa tiedetään huomattavasti enemmän. Kuitenkin on odotettavissa, että hyvin toimivassa aktiivilietelaitoksessa metsäteollisuuden jätevesien typpikuormitus vähenee, vaikka typpeä joudutaan puhdistamon toiminnan varmistamiseksi puhdistusprosessiin lisäämään. Neljän tehtaan jätevesitulosten alustavan tarkastelun mukaan typpireduktio on ollut 0 - 15 %. Toisaalta on ilmeistä, että reduktioita voidaan tästä parantaa ravinteiden käyttöä optimoimalla.

#### 4 METALLITEOLLISUUS JA KAIVOKSET

Metalli- ja kaivosteollisuuden jätevesien typpikuormituksen kehitys on esitetty kuvassa 3. Kaivosteollisuuden jätevesien typpikuormitus muodostuu rikastuskemikaalien sisältämästä tuestä ja mahdollisista räjähdysainejäämistä, jotka joutuvat kaivoksen kuivanapitovesiin. Kaivosteollisuuden jätevedet käsitellään yleisesti suurissa maa-altaissa, joiden vaikutus typpikuormitukseen ei liene merkittävä, joten muutoksen vuosittaisissa kuormituksissa kuvastavat teollisuuden alan volyymin ja mahdollisesti rikastusprosessien muutoksia.

Metsäteollisuuden osalta typpikuormitukseen vaikuttavia toimenpiteitä on ollut esimerkiksi Outokummun Tornion tehtailla toteutettu peittäushapon (typpihappo) regenerointilaitos ja saman yhtiön Kokkolan tehtailla toteutetut prosessitekniset parannukset, joilla kobolttin ja nikkelin erottamiseen käytetty ammoniakki otetaan ammoniumsylfaattina talteen.

## 5 KEMIAN TEOLLISUUS

Kemian teollisuuden typpikuormituksen kehitys on esitetty kuvassa 3. Erityisesti lannoiteteollisuus on vähentänyt typpikuormitustaan 70-luvun alussa varsin voimakkaasti. Kun lannoiteteollisuuden tuotteissa typpiyhdisteet muodostavat oleellisen osan, on typpikuormaa jätevesissä voitu vähentää kierrätyksillä, jolloin typpiyhdisteet joutuvat tuotteisiin. Varsin pitkälle meneviin kierrätyksiin antaa mahdollisuuden se, että lannoitteiden rakeistuksen kaasunpesussa saadaan haihtumaan vettä merkittäviä määriä.

Muun kemian teollisuuden typpikuormitusta vähentävien toimenpiteiden osalta todettakoon mm. Oy Forcit Ab:llä toteutettu nitraushappojen regenerointilaitos, jolla saadaan talteen ja uudelleen käyttöön nitraushapon sisältämä typpihappo.

## 6 ELINTARVIKETEOLLISUUS

Elintarviketeollisuuden jätevesien typpikuormituksen kehitys on esitetty kuvassa 4. Elintarviketeollisuuden typpikuormituksesta aiheuttaa kausiluonteinen elintarviketeollisuus (juurikassokeritehtaat, perunatärkkelystehtaat jne.) valtaosan. Muun elintarviketeollisuuden jätevedet johdetaan suurelta osin kunnallisiin viemärilaitoksiin tai ne puhdistetaan tehokkailla biologisilla menetelmillä.

Perunatärkkelysteollisuudessa on muodostuvan jäteveden määrää voimakkaasti vähennetty prosessitoimenpitein ja siirrytty jätevesien käsittelyssä lammikoinnin sijasta sadetukseen. Toisaalta jätevesien sadetukseen siirtyminen on vaikeuttanut vesistökuormituksen mittaamista ja kuormitukset tästä syystä perustuvat osin arvioihin.

Juurikassokeriteollisuudessa jätevesikuormitusta on pyritty pienentämään kierrätyksillä ja jätevesien lammikoinnilla käyntikautta seuraavaan syksyyn. Lammikoinnilla on saavutettu typpikuormituksessa 20 - 30 %:n vähenemä. Turengin Sokeritehtaalla on lammikkoa ilmastettu kesäaikana, sillä typpireduktio on noussut tasolle 60 - 70 %.

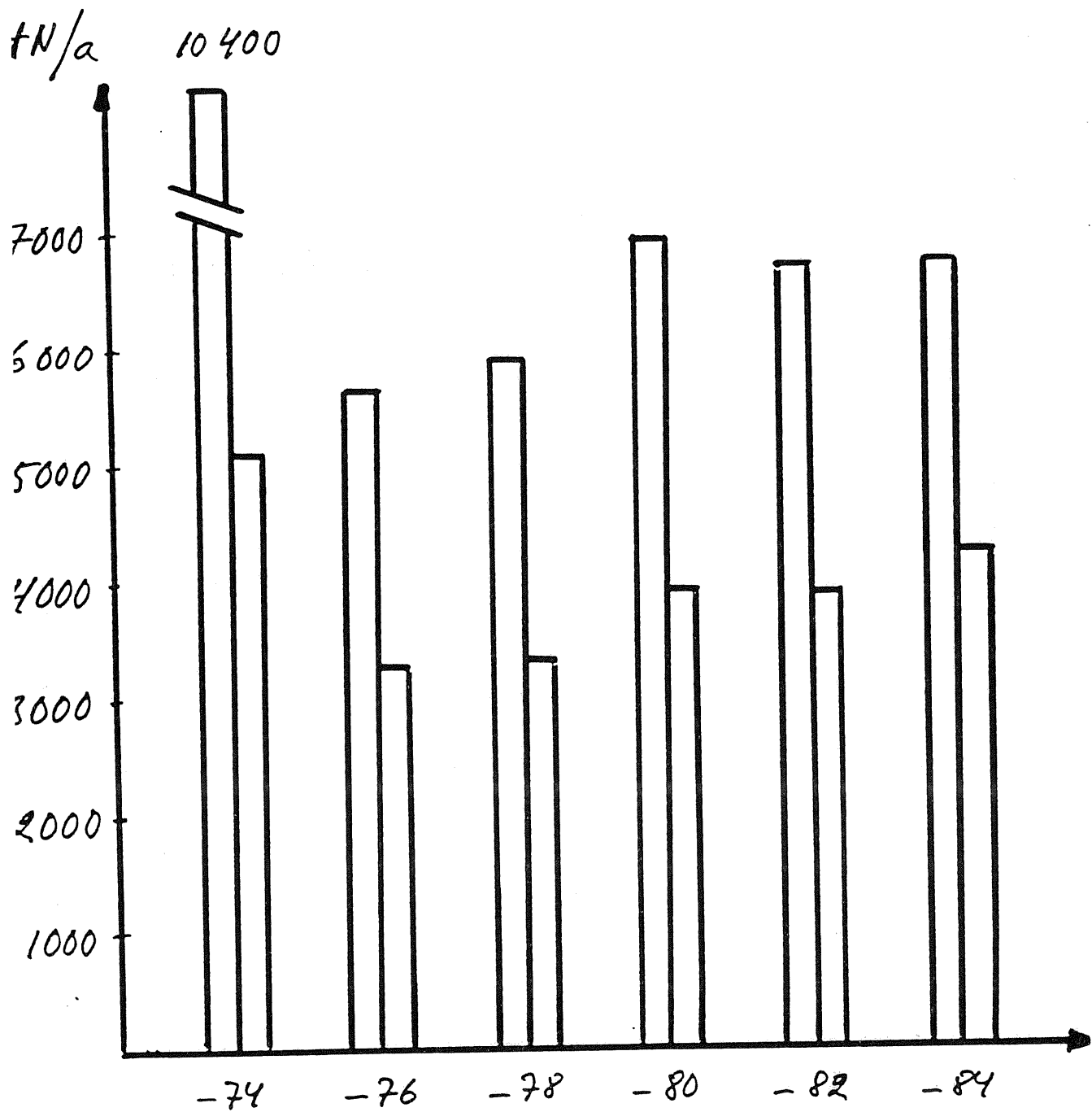
## **7 NAHKA- JA TEKSTIILITEOLLISUUS**

Nahka- ja tekstiiliteollisuuden jätevesien typpikuormituksen kehitys on esitetty kuvassa 5. Tekstiiliteollisuuden typpikuormitus on 70-luvun alkupuolelta vähentynyt varsin voimakkaasti. Vähentyminen on johtunut suurelta osin tekstiiliteollisuuden jätevesien johtamisesta kunnallisiin viemäriverkostoihin, jolloin typpikuormitus tilastoidaan kunnallisten jätevesien kuormitukseen. Lisäksi ne tehtaat, jotka johtavat itse jätevetensä vesistöön, ovat toteuttaneet biologisen tai biologis-kemiallisen jäteveden puhdistuksen.

Myös nahka- ja turkistehtaista valtaosa johtaa jätevetensä kunnallisiin viemäreihin. Jätevetensä itsenäisesti vesistöön johtavat nahkatehtaat puhdistavat jätevetensä aktiivilietelaitoksissa.

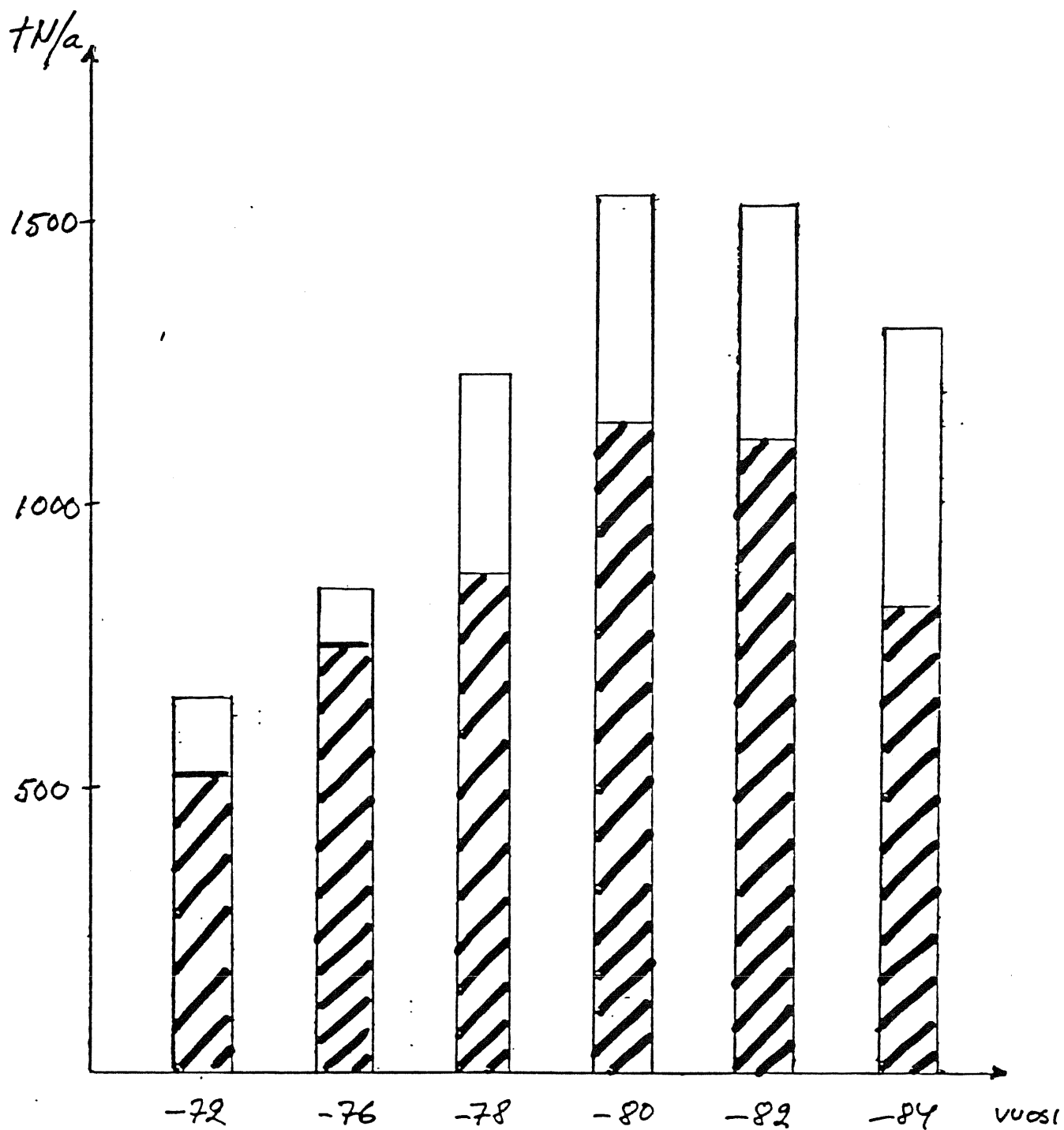
## **8 LOPPUSANAT**

Teollisuuden jätevesien typpikuormituksessa on saatu aikaiseksi oleellisia vähenemä verrattuna kuormitukseen 70-luvun alkupuolella. Typpivähenemä on usein saavutettu ikäänkuin "sivutuotteena" pyrittäessä vähentämään vesien-suojelun kannalta merkittävämmiksi arvioituja kuormitustekijöitä kuten fosfori- ja BHK-kuormitusta. Nykyistä oleellisesti parempi typenpoisto teollisuusjätevesistä edellyttäisi varsinaisten typenpoistoon tarkoitettujen puhdistusmenetelmien käyttöönottoa.



KUVA 1: Koko TEOLLISUUDEN JA METSÄTEOLLISUUDEN  
TYPPIKUORMUTUS





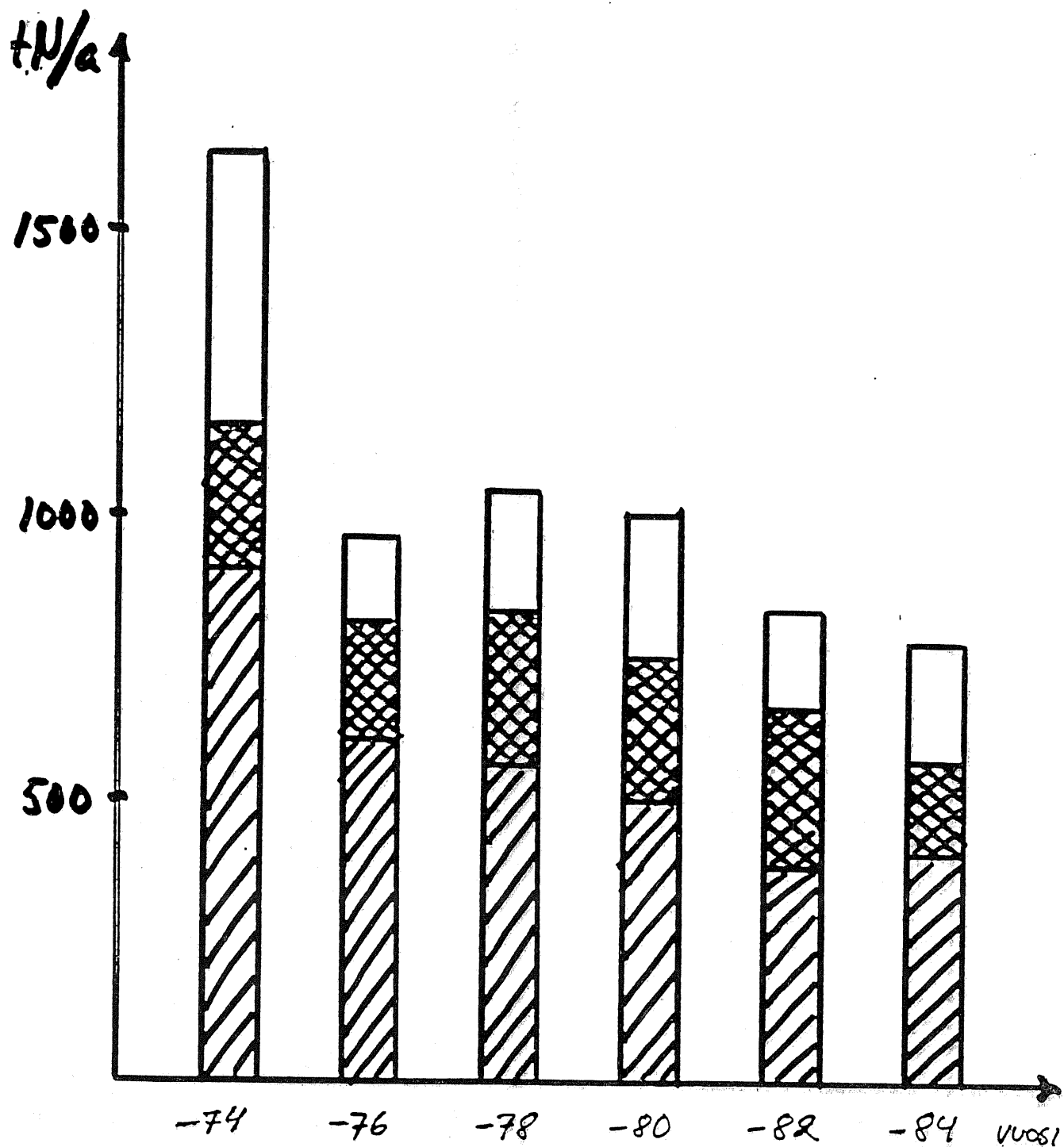
Kuva 2. Metallijä kaivosteollisuuden tyyppi-  
kuormitus



Metalliteollisuus



Kaivostoiminta



KUVA 3: KEMIAN TEOLLISUUDEN TYPPIKUORMITUS



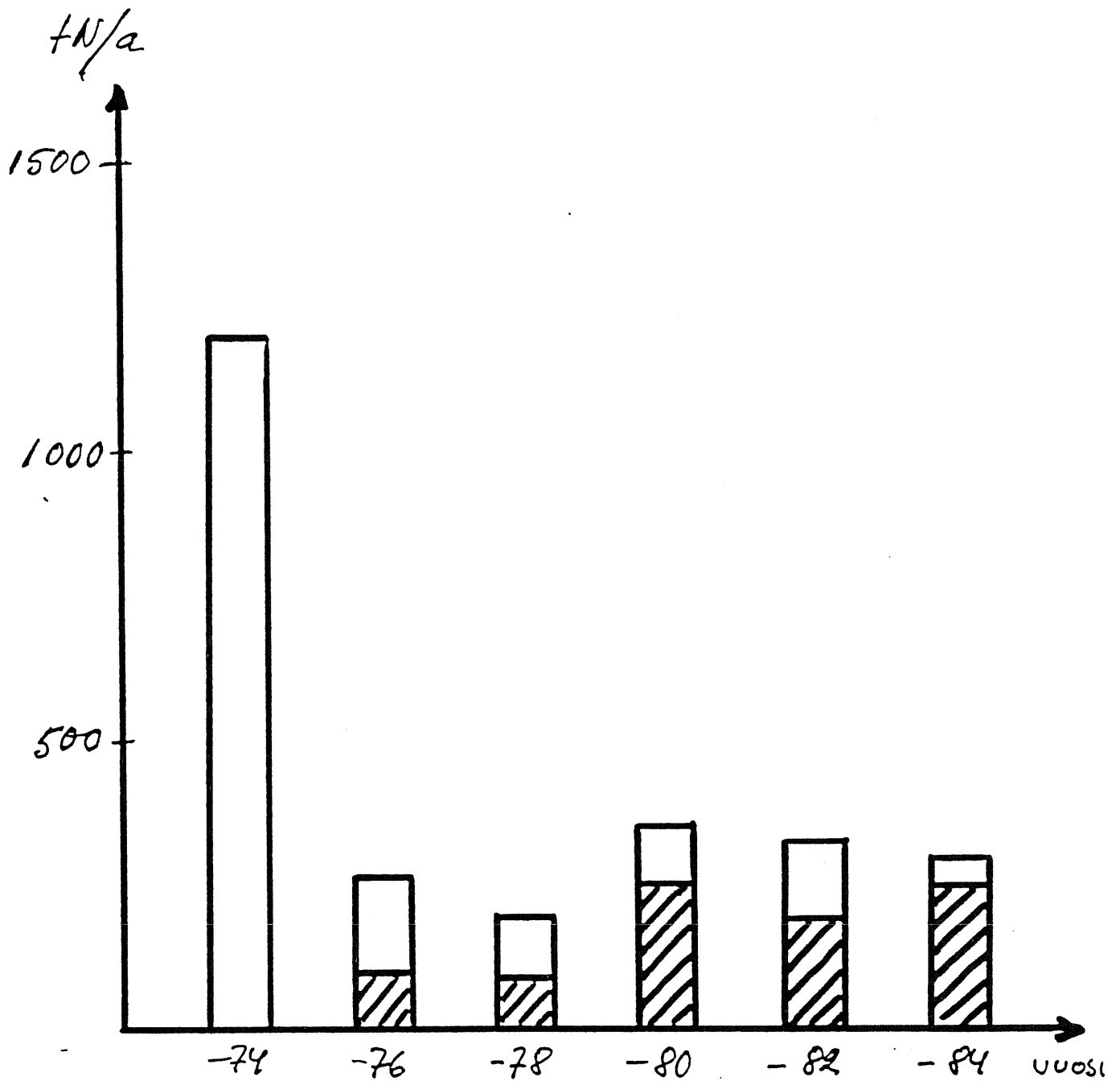
LANNOITE TEOLLISUUS



PETROKEMIA



MUU KEMIAN TEOLLISUUS



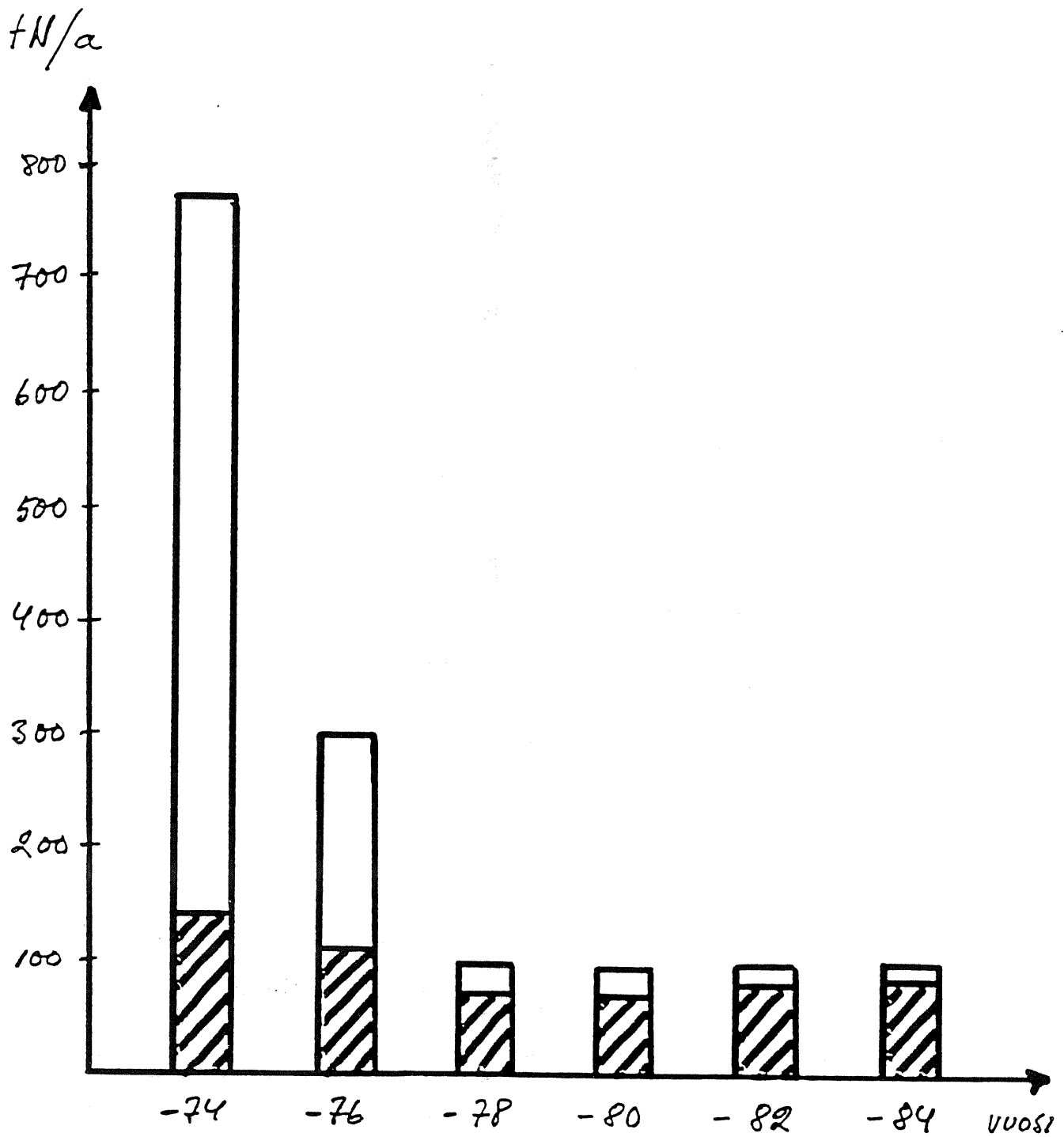
Kuva 4: ELINTARVIKETEOLUSSUODEN TYPPIKUORMITUS



Kausiluonteinen



Muu



KUVA 5: NAHKA- JA TEKSTIILITEOLLISUUDEN TYYPPIKUORMITUS



NAHKATEOLLISUUS



TEKSTIILITEOLLISUUS

## TYYPPIHAITTOJEN VÄHENTÄMINEN MAATALOUDESSA

Arg. Markku Puustinen  
Vesi- ja ympäristöhallitus

### JOHDANTO

Maataloudessa on perinteisesti itse huolehdittu jätehuollosta. Jätteiden käsittely ja kierrätys on ollut itsestään selvää, vaikka aiemmin ei tiedettykään mitään ns. palauttavasta teknologiasta ja ekologisesta jätehuollosta. Tällöin laajaperäisen ja tuottavuudeltaan tehottomamman viljelyn aikana maatalous on epäilemättä ollut sopusoinnussa ympäristönsä kanssa aiheuttamatta merkittäviä ympäristövaikutuksia tai -muutoksia, ellei sitten menneitten vuosikymmenien sarka- ja valtaojitusta tai pellon raivausta pidetä sellaisena.

Maatalouden kehittyminen tehokkaammaksi ja tuottavammaksi on edellyttänyt ekstensiivisten tuotantomuotojen vaihtamista intensiivisempiin tuotantomuotoihin. Niiden ominaispiirteitä ovat mm. tuotannon erikoistuminen, yksipuolinen tehoviljely, runsas väkilannoitteiden käyttö, tehokkaat koneet ja muokkausmenetelmät. Tämä on aiheuttanut sellaisia ongelmia, joita ennen ei ollut. Jatkuva samoilla pelto-lohkoilla raskaiden koneiden ja väkilannoitteiden voimalla tapahtuva viljanviljely köyhdyttää ja tiivistää maata, jonka seurauksena maan tuottokyky alenee. Satotason pitämiseksi samana on väkilannoitteiden määrää lisättävä, mikä puolestaan lisää tuotantokustannuksia. Monokulttuurin rasittamassa muokkauskerroksessa, jossa humuspitoisuus on alentunut ravinteiden - erityisesti typen - pidäytyminen on huonompaa, mikä yhdessä maan tiivistymisen ja lannoitemäärien kasvun kanssa lisää huomattavasti huuhtoutumisriskiä. Karjataloudessa jätteiden määrät ovat kasvaneet. Niiden varastointiin ja käsittelyyn ei kuitenkaan ole kiinnitetty riittävästi huomiota. Siten lähinnä lietelannan ja tuorerehun puristenesteiden aiheuttamat ympäristöongelmat ovat lisääntyneet.

Kokonaisuudessaan maatalouden aiheuttama vesistökuormitus on suhteelliselta osuudeltaan kasvanut. Tämä ei kuitenkaan pelkästään johdu maatalouden kehityksen aiheuttamista muutoksista, vaan suurelta osin teollisuuden ja yhdyskuntien jätevesien puhdistuksen tehostumisesta. Koska maataloudesta peräisin olevien ravinnevirtojen suuruuteen vaikuttavat lisäksi mm. sääolosuhteet, maalaji, peltöjen pinnanmuodot ja kuivatustila, viljelysmenetelmät ja -kasvit sekä peltoalueiden sijainti, voidaan perustellusti sanoa, että hajakuormitus on hyvin monisyinen ja vaikeasti hallittavissa oleva asia. Ongelmaa vaikeuttaa vielä se, että ympäristön kannalta haitallisimpien ravinteiden fosforin ja typen

huuhtoutuminen tapahtuu eri tavalla, mikä taas edellyttäisi osittain erilaisia toimenpiteitä näiden ravinnevirtojen pysäyttämiseksi. Maataloudesta tulevien ravinnevirtojen todellisia vesistövaikutuksia ei kuitenkaan vielä täsmällisesti tunneta, vaikka eri lähteistä tulevien ravinnevirtojen määrasuhteet ovatkin varsin luotettavasti tiedossa. Samoin on huomattavaa se, että maatalouden ravinnekuormitus on jaksottaista vuodenaikojen mukaan, kun muualta tulevat ainevirtaamat ovat tasaisia koko vuoden. Tämän jaksotaisuuden merkitystä ei myöskään tarkoin tunneta. Toisaalta taas pohjavesiin tulevan typen merkitys on selvä tulipa se sitten tasaisesti tai jaksottaisena virtana. Vaikka vesien ja vesistöjen tila ei meillä olekaan maataloudesta tulevien ravinteiden vuoksi oleellisesti huonontunut, on nyt korkea aika ryhtyä maataloudessakin pitkäjänteiseen vesiensuojelutyöhön, varsinkin kun tämä useimmiten voidaan tehdä maatalouden sisäisin toimenpitein ilman merkittäviä kustannuksia. Vain riittävän ajoissa aloitetulla vesien-suojelutyöllä voidaan välttyä siltä tilanteelta, mikä jo nyt on hyvinkin yleistä Keski-Euroopassa voimaperäisesti viljellyillä alueilla esimerkiksi Tanskassa tai Hollannissa, jossa mm. pohjavesien nitraattipitoisuudet ovat kohonneet huolestuttavan korkeiksi.

## **LANNOITTEIDEN KÄYTÖN PERUSTEISTA, TARPEESTA JA KÄYTTÖMÄÄRISTÄ**

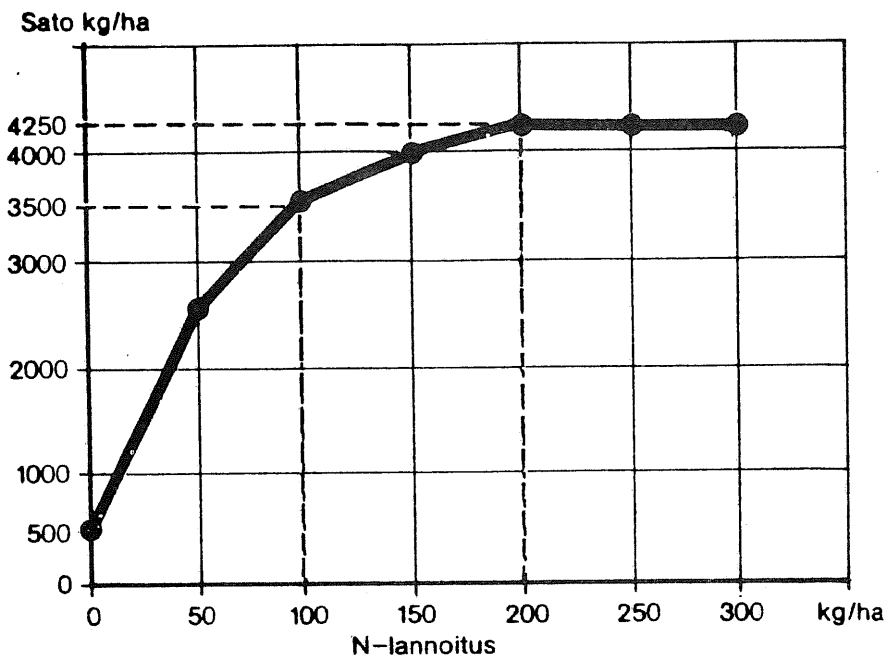
Maataloustuotannossa on viimekädessä aina kysymys panos-tuotos -suhteista. Näin on myös kasvituotannossa. Siten lannoitteiden käyttö perustuu liiketaloudellisiin näkökoh-tiin. Taloudelliseksi suunnitellussa tuotannossa perus-kysymyksenä ei kuitenkaan ole se, millä panostuksella saadaan suurin mahdollinen sato. Sen sijaan ratkaisevaa on se, millä panostuksella saadaan suurin mahdollinen ylijäämä viljelijälle. Tähän lannoitteiden edullisimpaan käyttömäärään vaikuttaa toisaalta lannoituksen ja sadon välinen riippuvuussuhde, mikä vaihtelee olosuhteiden ja kasvilajien mukaan, ja toisaalta lannoitteiden ja sadon yksikköhinnat.

Lannoitteiden käyttömäärät ovatkin kannattavuutensa vuoksi kohonneet varsin voimakkaasti 60- ja 70-luvuilla (taulukko 1), kunnes sittemmin ovat 80-luvun puolivälissä vakiin-tuneet, esimerkiksi typen osalta noin 90 kg/ha. Saman aikaisesti myös ry-sadot ovat merkittävästi kasvaneet. Alueelliset erot lannoitteiden käyttömäärissä voivat olla suuriakin. Esimerkiksi Uudellamaalla käytettiin typpeä kaudella 83/84 noin 15 kg enemmän hehtaarille kuin keski-määrin koko maassa. Toisaalta eri alueilla myös viljely-kasvit ovat erilaisia, joten suoria vertailuja alueiden lannoitteiden käyttömäärissä ei voida tehdä tuntematta eri kasvien viljelyaloja.

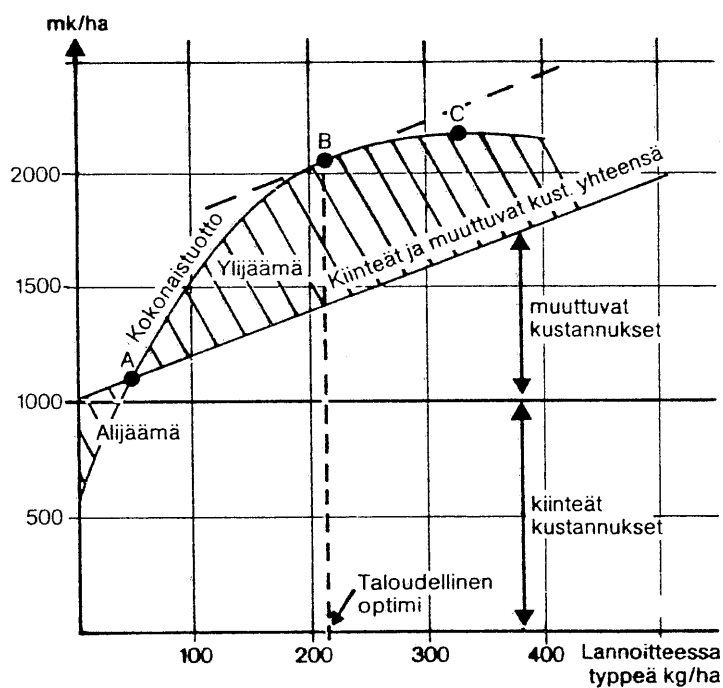
Taulukko 1. Lannoitteiden käyttö Suomessa sekä rehuyksikkösadot

Vuosi	Ravinteita keskimäärin kg/ha				Ry-sato (ml. oljet) ry/ha
	N	P	K	Yht.	
1920	0,1	0,6	0,2	0,9	856
1930	1,3	3,5	2,5	7,3	1.296
1940	3,4	2,8	3,2	9,4	1.165
1950	5,5	9,9	8,5	23,9	1.667
1960	23,1	16,7	22,2	62,0	2.091
1970	58,3	27,2	40,0	125,5	2.423
1980	83,3	27,9	50,2	161,4	3.005
1984	91	31	56	178	2.647
1985	89	31	57	177	2.649
1986	90	30	56	176	2.662
Uusimaa					
80/81	91	32			
83/84	107	38			

Kasvituotannolle on luonteenomaista vähenevän lisätuoton laki. Lisättäessä yhtä panostekijää esimerkiksi lannoitteita, saadaan kullakin lisätyllä panosyksiköllä (lannoitekilolla) yhä pienempi tuotoksen lisäys, kunnes lopulta sadon määrä kääntyy laskuun sadonmuodostuksen max. pisteen jälkeen (kuvassa 2 piste c). Tuotannon taloudellinen optimi on kuitenkin harvoin sama kuin sadonmuodostuksen maximi. Niin kauan lannoituksen lisäys on kuitenkin taloudellisesti kannattavaa, kun viimeksi lisätyn lannoitepanoksen kustannus on pienempi kuin sillä saadun sadon lisän arvo. Taloudellinen optimipiste on saavutettu silloin, kun näiden kahden tekijän arvot ovat yhtä suuria eli rajakustannus on yhtä suuri kuin rajatuotto (kuvassa 2 piste B). Panosten ja tuotosten yksikköhinnoissa tapahtuvat muutokset luonnollisesti muuttavat optimipisteen sijaintia tuotantofunktiolla (vrt. kuva 3). Viljakasveilla max satoa vastaava lannoitemäärä on keskimäärin noin 200 kg N/ha (kuva 1). Tällaisen lannoitemäärän käyttö viljakasveilla ei kuitenkaan ole taloudellisesti järkevää. Kasvien rajallisesta ravinteidenottokyvystä johtuen muokauskerroksessa liukoisten ravinteiden määrä nousisi varsin korkeaksi hyvin pitkäksi aikaa ennen kuin kasvit käyttäisivät ne kokonaisuudessaan ja siten ravinteita ehtisi joutua hukkaan suurina määrinä. Siten lannoitteiden perustelluksi suurimmaksi käyttömääräksi jäisi juuri kasvituotannon taloudellista optimia vastaava lannoitustaso. Onko tämäkin taso liikaa vesiensuojelun ja ravinteiden huuhtoutumisen näkökulmasta, riippuukin sitten pelkästään siitä, minkä suuruisella typpilannoitustasolla käytännön tiloilla päästään tuotannon taloudelliseen optimiin.



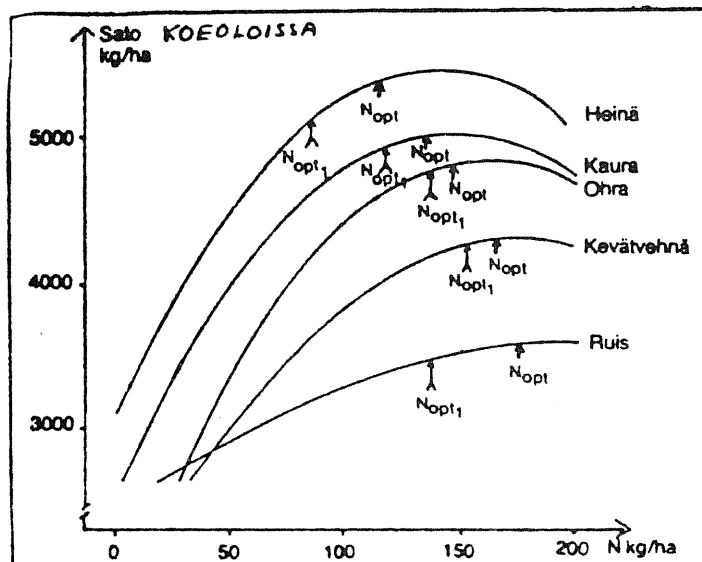
Kuva 1. Typen ja satotason riippuvuus keskimäärin koeolosuhteissa (ANON. 1982)



Kuva 2. Kaavamainen esimerkki säilörehunurmen kokonaistuotosta sekä sen kiinteät ja muuttuvat kustannukset lannoitusta lisättäessä (TURKKI ref. ANON 1982)



Koeolosuhteissa saadun aineiston perusteella on eri kasvilajien sadoille saatu kuvan 3 mukainen riippuvuus N-lannoitteen määrästä. Tämän perusteella on voitu vastaavasti laskea lannoitustason taloudelliset optimit (taulukko 2).



Kuva 3. Kasvien typpilannoituksen ja satotason välistä riippuvuutta kuvaavat käyrät ja kahdella eri tyypin hinnalla lasketut taloudellisesti optimaaliset lannoitustasot (TURKKI 1982)

Taulukko 2. Taloudellisesti optimaalinen typpilannoitus kahdella eri tyypin hinnalla ja niitä vastaavat satotasot (TURKKI 1982)

	oukunsalpleteri 72 p/kg		oukunsalpleteri 140 p/kg	
	N <sub>opt</sub>	Sato	N <sub>opt1</sub>	Sato
ruis	176	3588	137	3470
kevävehnä	169	4311	153	4225
ohra	148	4891	139	4848
kaura	134	5049	118	4961
kevätrypsi	140	1817	126	1790
kevätrapsi	169	2530	155	2321
heinä	114	5452	89	5163
säilörehu	278	32670	202	30685

Kuvan 3 ja taulukon 2 perusteella voidaan kuitenkin todeta se, että koeolosuhteet ja niissä saadut tulokset poikkeavat varsin paljon käytännön olosuhteista. Käytännön viljelyssä lannoitteiden ja sadonlisäysvaikutus on aina vähäisempi kuin koeolosuhteissa ja siten myös lannoitusoptimi olisi selvästi alhaisempi. Tällaista optimia ei kuitenkaan voida yksiselitteisesti osoittaa käytännön tilojen tarpeisiin, koska tilat, tilojen koko ja niiden tuotantoedellytykset poikkeavat suuresti toisistaan. Keskimääräisiä arvioita kuitenkin voitaneen esittää. Turkin (1985) mukaan Etelä-Suomen nautakarjatilajoilla olisi taloudellisesti

kannattavaa vielä lisätä lannoitusta 15 - 30 % ja Keski-Suomessa 5 % keskimääräisestä lannoitustasosta. Pohjois-Suomessa taloudellisin lannoitustaso on jo saavutettu, ehkäpä jo ylitettykin, eikä lisäys siten enää ole järkevää nykyisten hintasuhteiden vallitessa (taulukko 3).

**Taulukko 3. Ostolannoitteiden rajatuotto (mk), taloudellisin käyttö ja keskimääräinen käyttö (mk/ha) nautakarjatiloiilla 1980.**

		Rajatuotto mk	Edullisin käyttö, mk/ha	Keskimääräinen käyttö, mk/ha
Etelä-Suomi	I*	2,00	800	555
	II*	1,70	820	710
Keski-Suomi	I	1,50	650	575
	II	1,20	700	650
Pohjois-Suomi	I	1,10	570	575
	II	1,00	660	680

\*I = alle 10 lehmän karjat, II\* = yli 10 lehmän karjat

Jos tehdään karkea olettamus, että edellä mainittu kannattava 15 - 30 % lannoituksen lisäys keskimääräiseen lannoitukseen nähden olisi kuvaavaa myös viljatiloiille, saadaan tämän ja taulukon 1 mukaan Etelä- ja Lounais-Suomen tiloille typenkäytön taloudellisen optimitason suuruusluokaksi vuoden 1980 tasosta laskettuna keskimäärin 105 - 120 kg N/ha. Kun lannoitteiden ja viljojen hintasuhteissa ei ole tapahtunut oleellisia muutoksia, oltaisiin tämän mukaan Etelä- ja Lounais-Suomen viljatiloiilla typen käytössä jo nyt hyvin lähellä taloudellista optimikohtaa, eikä lannoitteiden käytön lisäys olisi siten enää kannattavaa.

Lannoitteiden käyttömäärien alarajaa ravinnehuuhtoutumia ajatellen lienee vaikea määrittää. Se kuitenkin voidaan varmuudella todeta, että kesantopelloilta ravinnehuuhtoutumat ovat suuremmat kuin normaalisti viljellyiltä pelloilta.

Väkilannoitteissa peltoon lisätyistä ravinteista kasvit eivät kuitenkaan pysty käyttämään läheskään kaikkea, vaan osa pidättyy maahan, osa huuhtoutuu ja osa kaasuntuu ilmaan. Typen hyväksikäyttöprosentti kasveilla on keskimäärin kuusikymmentä (Brinkin (1969) mukaan 54 %, Janssonin (1966) mukaan 66 %). Suomalaiset (Kaila ja Elonen 1970) ovat arvioineet, että lannoitetypistä normaalisti tulee kasvien käyttöön noin 50 %, mutta kohtuullisella sadetuksella (noin 30 mm/d) sitä voidaan nostaa 90 %:iin. Liiallinen sadetus ( $\geq 50$  mm/d) sen sijaan lisää huuhtoutumista. Ravinteiden kiertokulussa typpi ja fosfori poikkeavat toisistaan sikäli, että tyypestä suuri osa kaasuntuu ilmaan ja fosforista vastaavasti pidättyy tiukasti maahan. Huuhtoutuvan typen osuus kasvaa lisättäessä typpilannoitusta (vrt. kuva 6) siten, että ylilannoitustilanteessa huuhtoutuvan typen osuus on 10 - 20 % annetun lannoitetypen määrästä. Eri kasviryhmiä vuosittain ottamat ravinnemäärät

peltohehtaaria kohden ovat karkeasti seuraavat:

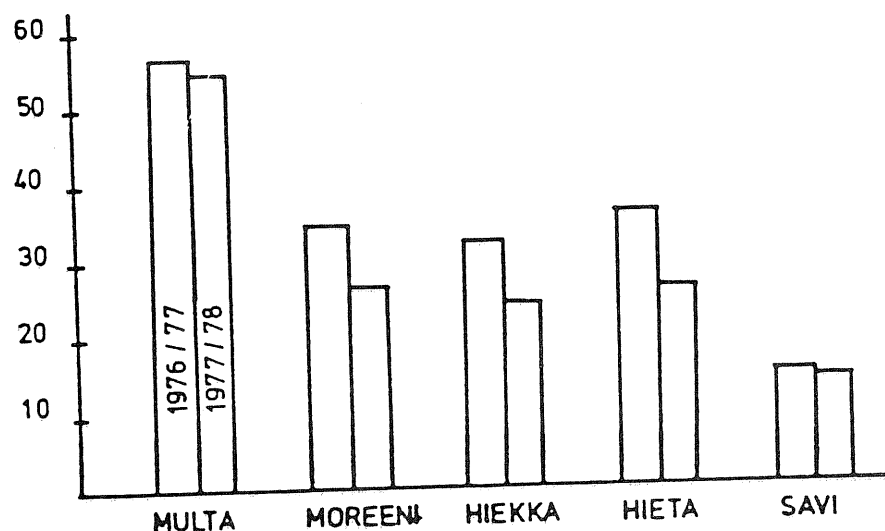
	N	P	K
Viljakasvit	70 - 100	15	70 - 100
Nurmikasvit	100 - 200	15	100 - 200
Juurikasvit	150 - 200	20 - 30	200 - 300

Nämä arviot perustuvat keskimääräisiin satoihiimme. Yleiset lannoitus-suositukset ovat luonnollisesti olleet näitä määriä jonkin verran suuremmat juuri hukkaan joutuvien ravinteiden vuoksi. Esimerkiksi viljakasveille savimailla suositellaan annettavaksi typpeä 88 - 128 kg ja fosforia 38,5 - 56 kg hehtaarille (Normaali Y-lannos).

Lähtökohtana keinolannoituksessa on pidetty typen määrää satotason säätelijänä. Vesiensuojelun näkökulmasta tämä on aivan hyväksyttävä lähtökohta. Tällöin on vain pidettävä huoli siitä, että kaikkia ravinteita on maassa kasvien tarvitsemassa suhteessa. Tämä edellyttää säännöllistä maan viljavuusanalyysiä ja tarkkaa lannoitus-suunnittelua, jossa lähtökohtana on suunnitellun sadon tarvitsema tyyppi ja jolloin muiden ravinteiden määrä lasketaan odotetun sadon tarvitseman ja maassa jo olevien ravinnemäärien perusteella. Tässä tilanteessa viljelijän on voitava pitää kaikkia muita kasvutekijöitä, mm. pellon muokkaus ja pellon kosteus oletetun sadon edellyttämällä optimitasolla, jolloin ravinteet myös tulisivat kasvien käytettäviksi. Kasvuston jäädessä heikoksi mistä tahansa syystä, ravinnehuuhtoutumien määrä kasvaa varsin jyrkästi. Poikkeuksellisten sääolosuhteiden aiheuttamiin ravinnehuuhtoutumiin viljelijällä ei kuitenkaan ole suuria mahdollisuuksia vaikuttaa muuten kuin pitämällä pellon kuivatuksen (salaajituksen) hyvässä kunnossa ja valitsemalla huuhtoutumiselle alttiilla mailla kosteutta sietäviä ja runsaasti ravinteita pidättäviä kasveja.

#### TYPEN HUUHTOUTUMINEN JA SEN ESTÄMINEN

Nitraattimuotoisena tyyppi on vesiliukoista ja siten herkimmin huuhtoutuva ravinne. Ammoniumtyyppi ei ole sellaisenaan huuhtoutuva, mutta muuttuessaan herkästi nitraatiksi ei ammoniumtypen käyttö sinällään estä huuhtoutumista. Kokonaisuudessaan typen huuhtoutumiseen vaikuttaa hyvin monta tekijää. Maalajien läpäisevyys- ja vedenpidätysominaisuuksilla on hyvin suuri vaikutus huuhtoutuvan typen määrään. Karkeilla kivennäismailla veden läpäisykyky on hyvä, mutta ravinteiden pidätyskyky heikko, kun savimailla tilanne on juuri päinvastainen. Ruotsalaisen tutkimuksen mukaan nitraattihuuhtoutumat multamailta ja karkeilta kivennäismailla ovat olleet moninkertaisia savimaiden huuhtoutumiin verrattuna (kuva 4).

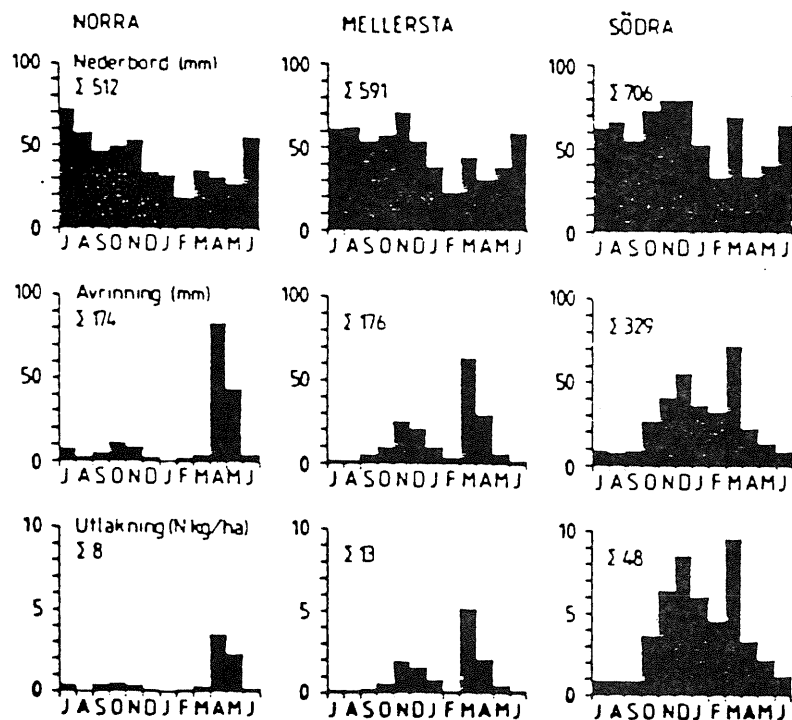
kg NO<sub>3</sub>-N /ha/a

**Kuva 4.** Salaojavesissä tulevan nitraattihuutoutuman riippuvuus maalajista (GUSTAFSON ja HANSSON 1979)

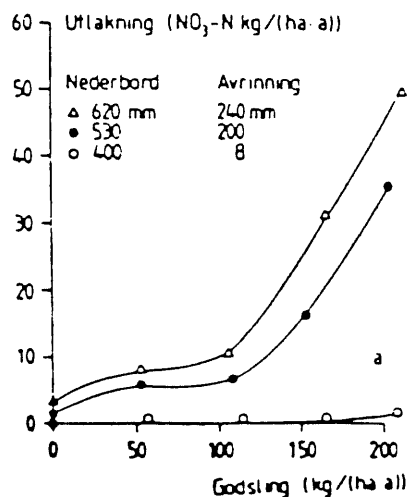
Multamaiden huomattavan suureen nitraattihuutoutumaan vaikuttaa eloperäisessä aineksessa olevan typen mobilisointuminen helposti huuhtoutuvaan muotoon. Turvemaidella tämä ilmiötapahtuu vielä runsaampana. Runsaidentyppivarastojen vuoksi mutautuneilla turvemaidella (Ct) viljanviljelyssä ei tavallisesti tarvita juuri lainkaan lisätyppeä. Siitä huolimatta huuhtoutumista voi esiintyä runsaastikin tällaisilla maidella syksyisin ja keväisin.

Sääolosuhteilla on hyvin keskeinen vaikutus ravinnehuuhtoutumien määrään. Sadannan kasvaessa valunnat kasvavat ja sen seurauksena ravinteiden huuhtoutuminen lisääntyy. Varsinkin kevätvalunnoilla on suuri vaikutus ravinteiden kulkeutumiseen, koska valunnat ovat yleensä lumien sulaessa hyvin runsaita (kuva 5). Kylmä kevät ja roudan hidas sulaminen vähentävät huuhtoutumia.

Sadannalla ja valuntojen määrällä on suuri merkitys huuhtoutumien määrään. Suuretkaan lannoitemäärät eivät lisää typen huuhtoutumista, mikäli valunnat jäävät pienten sademäärien vuoksi vähäisiksi. Normaalisateisina ja sateisina vuosina tyyppihuutoutumat kasvavat huomattavasti, jos typpeä on käytetty viljanviljelyssä yli 100 kg hehtaarille (kuva 6).



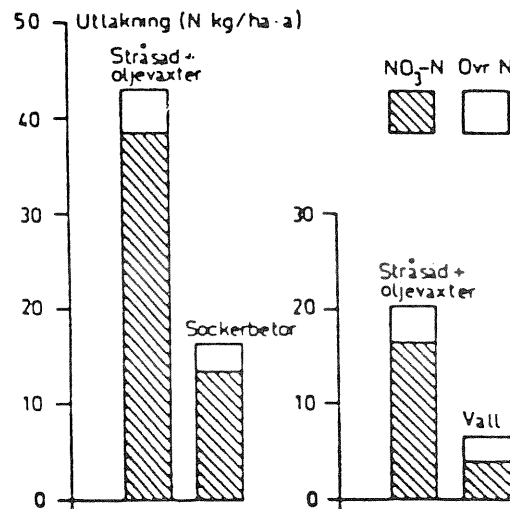
**Kuva 5. Typen huuhtoutumisen riippuvuus sadannasta ja valunnasta (BRINK 1984)**



**Kuva 6. Nitraattihuuhtoutuman riippuvuus lannoitetasosta, sadannasta ja valunnasta (BRINK 1984)**

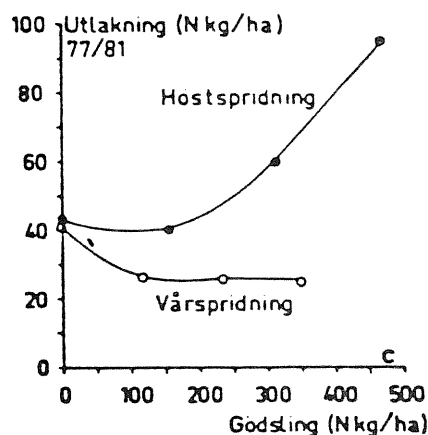
Eniten typen huuhtoutumiseen vaikuttaa kuitenkin pellolla olevan kasvuston määrä ja laatu (kuva 7). Maan ollessa paljaana typpeä huuhtoutuu syksyllä ja seuraavana keväänäkin kymmeniä kiloja hehtaarilta, vaikkei maata olisikaan lannoitettu. Vilja- ja öljykasvien viljelyssä typpihuuhtoutumat ovat noin kolminkertaisia nurmiviljelyyn verrattuna. Perunanviljelyssä huuhtoutuminen on suurinta, kun taas sokerijuurikkaalla huuhtoutumat ovat selvästi pienemmät kuin viljakasveilla. Nurmikasvien ja sokerijuurikkaan viljelyssä pieniksi jäävät huuhtoutumat johtuvat siitä, että nämä kasvit ottavat vielä myöhään syksyllä ravinteita maasta. Perunan matala juuristo ei pysty pidättämään ravinteita tehokkaasti ja siten myös huuhtoutumat ovat suuria.

Hiekkamailla on havaittu huuhtoutumien vähenevän merkittävästi, kun välittömästi viljankorjuun tai perunannoston jälkeen peltoon on kylvetty syysruista. Tämä johtuu pelkästään siitä, että maahan jääneet vapaat ravinteet tulevat näin kasvien käyttöön vielä myöhään syksyllä.



Kuva 7. Kasvilajien vaikutus typpihuuhtoutumiin (BRINK 1984)

Lannoitteiden levitystavalla on vaikutusta huuhtoutumien määrään. Vesiensuojelumielessä sijoituslannoitus onkin erittäin hyvä lannoitteiden levitystapa, koska lannoitteet tulevat juuristovyöhykkeelle kasvien helposti otettaviksi. Nurmilla runsas pintalannoitus saattaa aiheuttaa ongelmia, varsinkin rinnepellolla runsaiden sateiden aikana. Toinen merkittävä asia on lannoitteiden levitysajankohta. Varsinkin lietelannan syyslevitys aiheuttaa moninkertaiset huuhtoutumat kevätlevitykseen verrattuna (kuva 8).



**Kuva 8. Lietelannan syys- ja kevätlevityksen vaikutus typen huuhtoutumiseen. Lukuarvot edustavat neljän vuoden summaa (BRINK 1984)**

Kuvasta käy selvästi ilmi hoidetun maan ja hyvän kasvuston vaikutus typpihuuhtoutumiin. Kevätlevityksessä lietelanta multauksen tai sijoituksen jälkeen on suojassa huuhtoutumiselta ja jää siten lähes kokonaan kasvien käyttöön. Tämän vuoksi huuhtoutumat ovat pysyneet samansuuruisina eri lannoitustasoilla lukuunottamatta lannoittamatonta aluetta, johon nähden huuhtoutumat ovat jopa selvästi vähentyneet. Syyslevityksessä sen sijaan neljän vuoden ajalta muodostunut summakäyrä osoittaa huuhtoutumien kasvavan lähes lineaarisesti lannoitustasoa nostettaessa.

Salaojituksen osalta tilanne on jossain määrin ristiriitainen. Sekä Ruotsissa että Suomessa on todettu, että salaojitetuilta pelloilta huuhtoutuvasta tyyppisestä pääosa tulee salaojavesien mukana. Tämä on luonnollista, koska salaojista tulevat kuivatusvedet ovat valuneet pellon pinnalta maaprofiiliin läpi salaojiin ja samalla huuhtoneet liukoista nitraattia. Löyhillä ja läpäisevillä mailla huuhtoutuminen on voimakkaampaa, koska vedet valuvat pohjavesivaluntana. Tiiviillä savimailla kuivatusvedet virtaavat salaojiin pääosin löyhien ojakaivantojen kautta, ja siten on oletettavaa, että huuhtoutuvan nitraatin määrä olisi vähäisempää. Toisaalta savimaillakin pintavedet valuessaan jankon pintaan huuhtelevat kokomuokkauskerrosta, jossa pääosa ravinteista kuitenkin on.

Tehokkaan salaojituksen vaikutus pitkällä aikavälillä on mitä ilmeisemmin ravinnehuuhtoutumia vähentävä. Fosforin osalta asia on aivan selvä, koska pintavaluntojen vähetessä, eroosio ja samalla kiintoainekseen sitoutuneen fosforin huuhtoutuminen vähenee. Typen huuhtoutumisen väheneminen salaojitetuilla pelloilla pitkällä aikavälillä perustuu siihen, että tällaisissa olosuhteissa muut kasvutekijät mm. maan kosteus, muokkaus ja maan lämpöolosuhteet saadaan kasvien kannalta edullisemmaksi, jolloin sadot ovat suuremmat, tuleentuminen on tasaisempaa ja sadonkorjuuseen

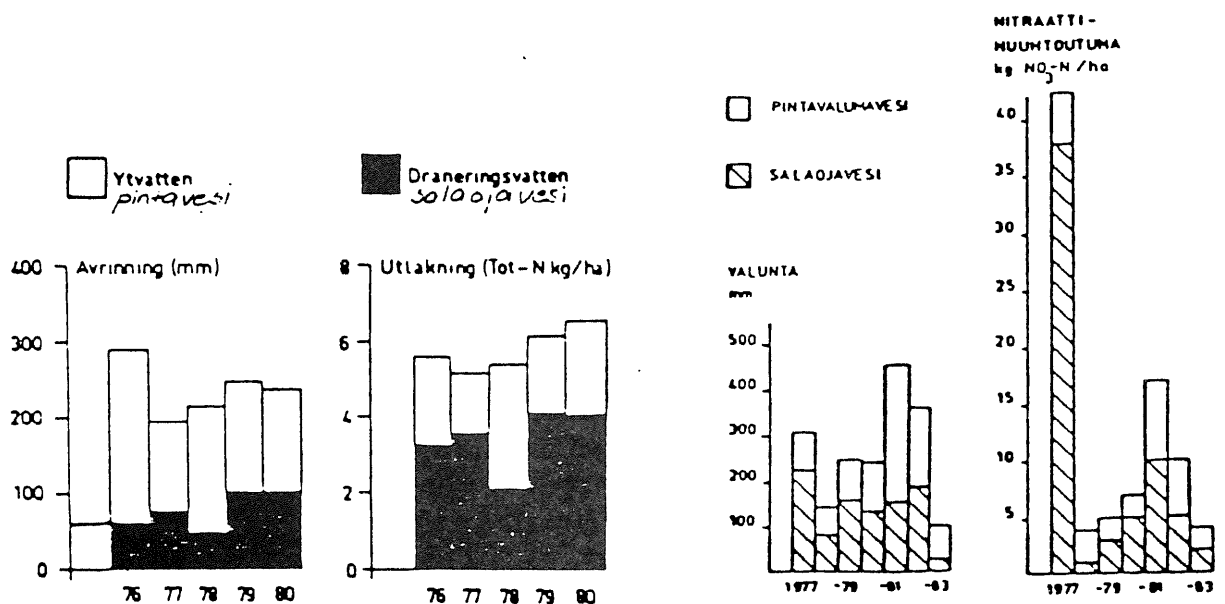
päästään aikaisemmin eli t.s. maassa olevat ravinteet saadaan tavallaan varmemmin otetuksi talteen. Syys- ja kevätvaluntojen ajaksi on tällöin huolehdittava siitä, että maassa on joko riittävä ravinteita sitova kasvusto tai vaihtoehtoisesti maassa ei enää ole lainkaan huuhtoutuvia ravinteita. Tämä edellyttää mainittujen kasvutekijöiden optimoinnin lisäksi oikein ajoitettua kylvää ja sijoituslannoitusta sekä sellaisen lannoitemäärän käyttöä, jonka kasvit käyttävät kokonaisuudessaan.

Vaikkamaatalouden vesistöille aiheuttaman typpikuormituksen vähentämiseksi ei voidakaan osoittaa yhtä ja kaiken kattavaa tapaa tai menetelmää, voidaan kuitenkin yleisesti sanoa, että kaikilla niillä viljelytoimenpiteillä, joilla satotasoa saadaan nostetuksi lannoitustasoa nostamatta, saadaan typen huuhtoutumista varmuudella vähenemään. Erityistä huomiota ja toimenpiteitä kaipaavat sellaiset viljelyalueet, jotka sijaitsevat tärkeillä pohjavesialueilla tai muilla vedenhankinta-alueilla. Tällaisten peltoalueiden viljelyssä on voitava kokonaan pidättäytyä lietelannan ja puristenesteiden levityksestä. Myöskin erityisen jyrkillä tai tulvan alle jäävillä rantapelloilla tavanomaiset vesiensuojelutoimenpiteet useinkin ovat riittämättömiä. Peltolohkojen uudelleen muotoilussa tällaiset lievealueet voitaneenkin jättää pois viljelystä. Seuraavassa on vielä luettelomaisesti esitetty tärkeimpiä typpihuuhtoutumia vähentäviä toimenpiteitä käytännön viljelyssä.

- Peltojen hyvä peruskunto ja vesitalous ovat ehdoton edellytys vesiensuojelulliset näkökohdat huomioon otta-  
valle viljelylle. Maanparannustoimenpiteillä, maan  
huokoisuutta lisäämällä ja vähentämällä maan tiivistymistä  
sekä pitämällä salaojitukset kunnossa luodaan edellytykset  
varsinaisille ravinteiden huuhtoutumista vähentäville  
toimenpiteille.
- Lannoitus suunnitelma on tehtävä vuosittain sadon tarpeen  
ja maassa olevien ravinteiden perusteella. Tämä edel-  
lyttää säännöllisiä viljavuustutkimuksia. Yllä lannoitusta  
on vältettävä kaikissa olosuhteissa.
- Keinolannoitteiden ja myöskin lietteiden sijoituslannoitus  
vähentää huuhtoutumista. Typpilannoitteiden syyslevitystä  
on vältettävä ja lietteiden syyslevityksestä on pidät-  
täydyttävä kokonaan. Syysviljoilla typestä annetaan  
vain mahdollisimman pieni osa syksyllä kylvön yhteydessä.
- Kuivalanta ja lietteet tulee levittää sulaan maahan ja  
mullata heti levityksen jälkeen. Näiden levitystä  
kesantomaille ei voida pitää suositeltavana.
- Karjanlannan, lietteen ja puristenesteiden varastointi  
on järjestettävä siten, että "pakkolevitystä" ei tarvitse  
tehdä talvella jäätyneeseen maahan tai muuten huuhtoutu-  
miselle alttiissa olosuhteissa.



- Kalkitus parantaa maan rakennetta ja lisää mm. fosforin käyttökelpoisuutta. Kalkituksen tarve on viljelysmailamme varsin suuri.
- Herkästi huuhtoutuvilla alueilla on mahdollisuuksien mukaan viljeltävä monivuotista nurmea tms. runsaasti typpeä sitovaa kasvia. Nurmet ovat huuhtoutumisen kannalta hyödyllisiä siksi, että ravinteiden otto alkaa jo varhain keväällä ja jatkuu myöhään syksyllä. Syyskyntöä on vältettävä tällaisilla alueilla.
- Vesistöön rajoituvilla ja kaltevilla mailla on pyrittävä rantaviivan taikorkeuskäyrän suuntaiseen kyntöön, jolloin pintavalunta vähenee ja samalla huuhtoutuminen vähenee. Tämä lisää kuivatustarvetta. Toisaalta erityisen tehokkaalla salaojituksella (soraoja tms. menetelmä) pintavalunta voidaan vähentää oleellisesti.
- Avokesannoinnista on pidättäydyttävä kokonaan huuhtoutumiselle alttiilla alueilla. Tämän sijasta olisi käyttöön otettava esimerkiksi ns. viherkesannoointimenetelmä.
- Pellon pinnan muotoilulla ja peltokuvioita kehittämällä on pyrittävä pienentämään huuhtoutumia. Hankalat pellon osat vesistöjen varrella sekä tulville alttiit pellon osat voidaan jättää kokonaan pois viljelyksestä.
- Kaivojen, pohjavesialueiden ja muiden vedenhankinta-alueiden lähistöllä lannoitteiden käyttöä on vähennettävä ja lietteiden, puristenesteiden yms. lannan käytöstä on kokonaan pidättäydyttävä.
- Kaikki nykyaikaiset viljelytekniset keinot, joilla satotasoa saadaan nostetuksi lannoitustasoa nostamatta, varmuudella vähentävät ravinnehuuhtoutumia ja ovat siten erityisen suositeltavia.



Kuva 9. Huuhtoutuvan nitraatin osuus pintavesissä ja salaojavesissä ruotsalaisten (BRINK 1984) ja suomalaisten (JAAKKOLA 1984) tutkimusten mukaan

## YHTEENVETO

Kun puhutaan tyyppihaittojen vähentämisestä maatalouden osalta, tällöin pitäydytään hyvin pitkälle huuhtoutumia ennaltaehkäisevissä maatalouden sisäisissä toimenpiteissä. Nämä viljely- ja kuivatustekniset menetelmät sekä kasviviljelylinnat perustuvat tutkimuksiin, joissa on selvitetty ravinnehuuhtoutumia ja niiden määriä erilaisissa olosuhteissa. Kuinka nopeasti ja kuinka voimakkaasti nämä vähentävät käytännön viljelyssä typen huuhtoutumista ja esimerkiksi pohjaveden nitraattipitoisuutta ei tiedetä, mutta suunta on selvä. Joka tapauksessa tällaiset suositukset ovat toistaiseksi jääneet yleisluonteisiksi, mikä on selvä puute maatalouden vesiensuojelun kannalta. Poikkeuksena tässä suhteessa ovat lietelannan ja puristetesteiden varastointiin ja levitykseen liittyvät vesi- ja ympäristöhallituksen ohjeet. Muilta osin "viljelynormisto" siis puuttuu. Tämä puute tulisi pystyä poistamaan varsin pian, koska maatalouden neuvontatyötä vesiensuojelun osalta ei voida tilatasolla harjoittaa kovinkaan pitkälle yleisten suuntaviivojen varassa.

Yksi keskeisempiä normitettavia seikkoja maataloudessa on lannoitetypen käyttömäärät maalajeittain ja viljelykasveittain. Vaikka lannoitetypen käyttö normaaleissa viljelytilanteissa ei olekaan välitön huuhtoutumia aiheuttava tekijä, on huuhtoutuvasta tyypestä pääosa peräisin juuri keinolannoitteista. Selkeillä lannoitteiden käyttömääräsuosituksilla, samaan tapaan kuin kasvinsuojeluaineiden käytössä, saataisiin tyyppi satotason säätelijänä vakioiduksi, jolloin huomiota voitaisiin kiinnittää entistä enemmän muihin kasvutekijöihin ja siten kasvien typenkäytön hyötysuhdetta saataisiin paremmaksi. Samoin myös selvät ylilannoitustapaukset saataisiin tällä kitketyksi pois. Tällaisten käyttömääräsuositusten laadinnassa tulee lähtökohdana olla toisaalta lannoitteiden taloudellista optimikohtaa vastaava käyttö ja toisaalta se lannoitemäärä, jonka jälkeen huuhtoutumat alkavat selvästi lisääntyä. Siten vesiensuojelulliset näkökohdat huomioon ottavassa viljelyssä lannoitteiden käytössä päädyttäisiin taloudellisimman käyttömäärän alapuolelle lähelle nykyisiä keskimääräisiä typen käyttömääriä.

Toinen hyvin tärkeä seikka on saada selkeät suositukset kesannointimenetelmistä. Lähivuosina velvoitekesannoinnin tullessa yleiseksi viljelykäytännöksi kesannointiala tulee ilmeisesti kasvamaan yli 200 000 hehtaariin. Tämä ala tulisi kesannoida perinteisen avokesannoinnin sijasta esimerkiksi ns. viherkesannointimenetelmää käyttäen ja samalla tulisi selvittää mahdollisuudet vesistöjen varsilla olevien peltojen "vesiensuojelukesannoinnin" lisäämiseksi. Tältä osin ohjeet ja suositukset toistaiseksi puuttuvat.

Kolmas tärkeä seikka on saada viljelysuositukset pohjaviesialueiden ja kaivojen läheisyydessä tapahtuvalle viljelylle. Kuinka paljon voidaan käyttää lannoitteita, mitä

kasveja voidaan viljellä ja kuinka leveitä suoja-alueita tarvitaan pohjavesien suojaksi. Saman tyyppisestä asiasta on kysymys myös vesistöön rajoittuvien rinnepeltojen osalta. Kuinka leveitä suojavyöhykkeitä tarvitaan vai riittääkö pintavalun pysäyttäminen suojaamaan vesistöt ravinnekuormitukselta.

Yksiselitteiset viljelysuositukset käytännön tiloilla tapahtuvaa vesiensuojelulliset näkökohdat huomioon ottavaa viljelyä varten eivät kuitenkaan ole vielä mikään takuu ravinnevirtojen pysäyttämiseksi. Parhaiten viljelijät itse pystyvät vaikuttamaan ravinnehuuhtoutumien vähentämiseen ottamalla pelloiltansa mahdollisimman hyvän sadon eli ts. ottamalla sieltä pois kaikki ne ravinteet, jotka sinne on laitettu. Tämä edellyttää viljelijöiltä hyvää ammattitaitoa ja myönteistä suhtautumista ympäristönsuojeluun.

## KIRJALLISUUS

- Anon, 1982. Lannoituksen ja kasvinsuojelun perusteet. Kemira.
- Brink, N., 1969. Transportväger för växtnäring och toxiska substanser i ekosystemet jord-gröda-djur. Grundförbättring 22: 33 - 41.
- Brink, N., 1 Faktorer som påverkar växtnäringsförluster i åkermark. Tjugonde nordiska symposiet om vattenforskning. Nordforsk miljövårdsserien. Publ. 2: 79 - 88.
- Gustafson, A. & Hansson, M., 1979. Växtnäringsförluster på Kristianstadssläätten. Sveriges lantbruksuniversitetet Uppsala. Ekohydrologi 3: 1 - 12.
- Jaakkola, A., 1984. Alternativ till konventionella ordlingsmetoder. Tjugonde nordiska symposiet om vattenforskning. Nordforsk miljövårdsserien. Publ. 2: 229 - 236.
- Jansson, S. L., 1966. Vart tager gödselkvävet vägen. Växtnärings - Nytt 22: 3. 1 - 9.
- Kaila, A. & Elonen, P., 1970. Influence of irrigation and supply of available nitrogen on growth and nutrient content of spring wheat. Maat.tiet. aikak. 42: 205 - 214.
- Turkki, A., 1982. Kasvituotannon ekonomia. Maatalous-ekonomian laitos. Moniste.



**T Y P E N   P O I S T O   P O H J A V E D E S T Ä**

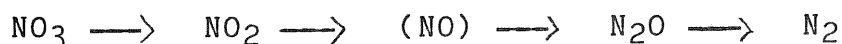
Erikoistutkija Pertti Martikainen  
Kansanterveyslaitos  
Ympäristöhygienian ja toksikologian osasto

Nitraatti huuhtoutuu maakerrosten läpi muita typen muotoja (orgaaninen typpi, ammonium) helpommin. Pohjaveden typpiongelmat johtunevatkin pääosin nitraatista. Typpilannoitteiden (mineraalilannoitteet, lanta) runsas käyttö yhdistettynä puutteelliseen lannoitustekniikkaan on merkittävin pohjaveden nitraattipitoisuutta nostava tekijä. Nitraatin aiheuttamat ongelmat pohjavesissä poikkeavat sen aiheuttamista haitoista pintavesissä. Pohjaveden korkea nitraattipitoisuus muodostaa suoranaisten terveysriskien lisäksi vettä käytetään talousvetenä. Pintavesissä nitraattipitoisuus ei pääse, runsaasta huuhtoutumisesta huolimattakaan, kohoamaan kovin korkeaksi. Syynä on perustuotannon (levät) ja orgaanisia yhdisteitä hajottavien mikrobien epäorgaanisen typen assimilaatio (typen otto solun proteiinien synteesiin) sekä denitrifikaatio. Ravinteiden (typpi, fosfori) huuhtoutuminen pintavesiin johtaa veden rehevöitymisongelmaan. Pohjavesissä ei perustuotantoa valon puutteen vuoksi tapahdu ja typen assimilaatiosta vastaavat vain mikrobit. Alhainen lämpötila ja energian puute (mikrobeille sopivien orgaanisten yhdisteiden vähäinen määrä) ovat tärkeimmät pohjaveden mikrobi-toimintoja (mm. typen assimilaatio ja denitrifikaatio) rajoittavat tekijät.

Pohjaveden saastumisen estäminen on ensisijainen keino typpiongelmien ratkaisemisessa. Nykyään on kuitenkin jo olemassa teknologisia sovellutuksia pohjaveden nitraatin poistoon, mutta kysymykseen tulevat menetelmät eivät ole aina yksinkertaisia ja halpoja. Veden nitraattipitoisuutta on laskettu laimentamalla nitraattia sisältävä vesi nitraattivapaalla vedellä. Fysikaalis-kemiallisesti nitraattia voidaan poistaa soveltamalla ioninvaihtoa, käänteisosmoosia tai elektrodialyysiä. Laajamittaisessa nitraatin poistossa mikrobiologinen denitrifikaatio on käytännössä usein ainoa vaihtoehto. Seuraavassa esityksessä tarkastellaan ensin nitraatin biologisen poiston mikrobiologiaa (denitrifikaatiota) ja pohjaveden luontaista kykyä laskea nitraatin pitoisuutta. Lopuksi käsitellään denitrifikaation teknologisia sovellutuksia nitraatin poistossa.

## 1 DENITRIFIKAATIO JA SIIHEN VAIKUTTAVAT YMPÄRISTÖTEKIJÄT

Denitrifikaatioon kykenevät heterotrofiset (orgaanista ainetta hajottavat) bakteerit korvaavat hengityksessään hapettomissa oloissa hapen nitraatilla (kts. esimerkiksi Knowles 1982). Hapellisissa oloissa happi toimii hengitysketjussa elektronin vastaanottajana ja protoneista ja hapestasta syntyy vettä. Hapettomassa "nitraattihengityksessä" elektronit siirtyvät nitraatille, joka pelkistyy aina typpikaasuksi ( $N_2$ ) asti. Välituotteina esiintyy nitriitin ohella kaasumaisia typen oksideja, joista dityppioksidi ( $N_2O$ ) on tärkein:



Denitrifioivia bakteereita tavataan mm. seuraavissa suvuissa: Pseudomonas, Alcaligenes, Chromobacterium ja Moraxella. Pseudomonas-suku on luonnossa kenties yleisin, mutta esimerkiksi suomalaisissa pohjavesissä esiintyy kyllä kaikkia edellä lueteltuja sukuja. Nämä kaikki hajottavat orgaanisia yhdisteitä denitrifioidessaan. Pelkistyneitä rikkiyhdisteitä sisältävissä pohjavesissä tavataan myös Thiobacillus denitrificans bakteeria (Kölle et al. 1983), joka pystyy kasvamaan ja denitrifioimaan ilman orgaanisia yhdisteitä. Se saa energiansa hapettamalla pelkistynyttä rikkiä ja pelkistämällä samalla nitraattia typpikaasuksi. Soluhiilensä se ottaa hiilidioksidista. Paracoccus denitrificans bakteeri denitrifioi hapettamalla vetyä ( $N_2$ ). Sekään ei tarvitse orgaanisia yhdisteitä kasvaakseen. Kaikkiaan denitrifioivia bakteereita on 60 - 70 lajia.

Pohjaveden denitrifioivia bakteereita ja niiden fysiologiaa on tutkittu vähän. Pääosa denitrifikaatiotutkimuksista on kohdistunut maan pintakerrokseen, sedimentteihin ja typen poistoon jätevedestä. Perusedellytys orgaanisia yhdisteitä energian lähteenään käyttäville denitrifioiville bakteereille on sopivien yhdisteiden saatavuus, alhainen happipitoisuus ja nitraatin läsnäolo. Se, kuinka alhainen hapen pitoisuus ympäristössä täytyy olla ennen kuin denitrifikaatio alkaa ei ole yksiselitteinen. Mitattu happipitoisuus ei kuvaa täysin sitä mikroympäristöä, jossa bakteerit elävät. Mikroympäristö (partikkelien välit) voivat olla lähes hapettomat mikrobitoimintojen johdosta, vaikka happea esiintyisikin suurempien huokosten vedessä. pH 7:ssä denitrifikaatio alkaa, kun redox-potentiaali laskee alle noin 750 mV:n (Champ et al. 1979). Denitrifikaatio tapahtuu siis korkeammalla redox-tasolla kuin mangaanin tai raudan pelkistymisen. Denitrifikaatioaktiivisuuden on havaittu riippuvan liukoisen orgaanisen hiilen määrästä ja yleensä orgaanisen hiilen lisäys kiihdyttää denitrifikaatiota (Knowles 1982). Denitrifikaatiolle optimi pH on 7 - 8. Denitrifikaatiota tapahtuu myös happamassa ympäristössä ja tällöin  $N_2O$  on vallitseva lopputuote. Hapen pitoisuuden noustessa denitrifikaationopeus laskee ja  $N_2O$ :n osuus suhteessa  $N_2$ :een nousee. Maassa denitrifikaatio

kohoa 1,5 - 3 kertaaisesti lämpötilan kohotessa 10°C (välillä 10 - 35°C). Sedimentissä lämpötilalla ei ilmeisesti ole yhtä suurta merkitystä denitrifikaationopeudelle (Knowles 1982). Vaikka suurimmat denitrifikaatioaktiiviteetit tavataankin varsin korkeissa lämpötiloissa, voi maassa tapahtua denitrifikaatiota vielä 0°C:ssa. Suomen eteläosissa pohjaveden lämpötila on 5 - 7°C, kun se Suomen pohjoisosissa on 2 - 4°C. Pohjaveden denitrifikaatiobakteerien lämpötilavaatimuksia ei tunneta hyvin. Voidaan kuitenkin olettaa, että bakteeristossa on tapahtunut sopeutumista jatkuvasti alhaiseen lämpötilaan.

## 2 NITRAATIN LUONTAINEN POISTUMINEN POHJAVEDESTÄ

Pohjaveden typen poiston mekanismien tutkiminen on menetelmällisesti hankalaa, mikä on rajoittanut tutkimusaktiiviteettia verrattuna esimerkiksi maan pintaosien denitrifikaation tutkimiseen. Denitrifikaatio on merkittävin pohjaveden nitraattipitoisuutta vähentävä biologinen prosessi. Tässä ei puututa pohjaveden uusiutumiseen ja tätäkautta mahdollisesti tapahtuvaan nitraatin poistumiseen ja nitraattipitoisuuden laskemiseen. Tiedot pohjaveden denitrifikaatiosta perustuvat pääosin seuraaviin kolmeen menetelmään (Champ et al. 1979, Vogel et al. 1981, Howard 1985, Mariotti 1986): (1) hydrokemiaallinen metodi arvioi denitrifikaation tapahtumaympäristön perustuen pohjaveden liikesuunnan tuntemiseen sekä redoxpotentiaalin ja aine-  
taseiden ( $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $S^{2-}$ ) muutoksiin; (2) arvioidaan kuinka suuri on pohjaveden  $N_2$  ylikyllästyneisyys ja (3) hyödynnetään tietoa, että denitrifikaatiosta vastaavat entsyymit eivät suhtaudu typen (nitraatin)  $^{14}N$  ja  $^{15}N$  isotooppeihin samalla tavoin. Tämä tarkoittaa, että entsyymit suosivat hieman kevyempää  $^{14}N$  isotooppia, jolloin syntyvän  $N_2$ :n ja jäljelle jääneen  $NO_3^-$ :n  $^{15}N/^{14}N$  suhde poikkeaa taustan (ilmakehän) vastaavasta suhteesta. Tässä yhteydessä ei voida paneutua tarkemmin näihin metodeihin ja niihin sisältyviin ongelmiin. Tehdyt tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että nitraatin luontainen poistuminen pohjavedestä on hidasta (Vogel et al. 1981, Howard 1985). Vogel et al. (1981) arvioivat, että heidän tutkimassaan pohjavedessä denitrifikaatio kykenisi poistamaan nitraatin 14 000 vuoden aikana. Saadut tulokset viittaavat myös siihen, että ennen kuin denitrifikaatio nitraatin pohjave-  
teen joutumisen jälkeen alkaa, aikaa voi kulua paljon. Syynä on se, että happipitoisuuden ja (redox-potentiaalin) on laskettava kyllin alas, jotta tämä prosessi on mahdollista. Koska veden lämpötila on alhainen ja energiavarat mikrobitoiminnoille vähäiset hapen kulumisen vie kauan, jopa 4 000 - 13 000 vuotta (Vogel et al. 1981, Howard 1985). Redox-potentiaalin suhteen (Marsh 1978) suuri osa pohjavesistä on kuitenkin alueella, jossa denitrifikaatiomuiden ympäristöolojen salliessa on hyvinkin mahdollista. Mielenkiitoinen erityistapaus on runsaasti pelkistynyttä

rikkiä sisältävä maaperä. Saksan pohjoisosissa on alueita, joissa maatalouden aiheuttama pohjaveden nitraattipitoisuuden kohoaminen vältetään todennäköisesti luontaisen denitrifikaation ansiosta. Selitys on rikkipitoisessa ja nitraattia sisältävässä pohjavedessä viihtyvän Thiobacillus denitrificansin denitrifikaatio (Kölle et al. 1983, kts. edellä). Voidaan kuitenkin todeta, että pohjaveden luontainen denitrifikaatio ei ole ratkaisu nitraattiongelmiaan.

### 3 DENITRIFIKAATION TEKNOLOGISISTA SOVELLUTUKSISTA POHJAVEDEN NITRAATIN POISTOSSA

Useissa maissa (mm. Tšekkoslovakia, Israel, Ranska, Unkari, Itävalta) voimaperäinen lannoitteiden käyttö maataloudessa on johtanut laajoihin pohjaveden nitraattiongelmiin ja tarpeisiin kehittää nitraatin poiston teknologiaa. Denitrifikaation soveltamismenetelmien kehittämisessä on kaksi linjaa. Pohjavesi voidaan pumpata maasta ja johtaa maanpäälliseen bioreaktoriin, jossa denitrifikaatio tapahtuu (esimerkiksi Gros and Ginocchio 1982, Soares et al. 1987, Alföldi 1987). Toisaalta nitraatin poistossa voidaan käyttää in situ menetelmiä, joissa nitraatti poistetaan maaperässä itse vesilähteessä (Braesten and Martinell 1987, Mercado et al. 1987, Chalupa 1987, Janda et al. 1987). Kuten edellä kävi ilmi energiavarojen puute on merkittävin pohjaveden denitrifikaatiota rajoittava tekijä. Tehokas nitraatin poisto edellyttääkin energialähteen lisäämistä käsiteltävään veteen riippumatta käytetäänkö in situ menetelmää vai maanpäällistä bioreaktoria. Substraattina on käytetty metanolia, etanolia, propionaattia, sakkaroosia sekä maan päällisissä reaktoreissa myös vetyä.

Kuvassa 1 on esitetty maanpäällisen bioreaktorin toimintaperiaate. Reaktoripylväs on täytetty sopivalla massalla, johon denitrifioivat bakteerit voivat kiinnittyä. Massa lisää reaktorin aktiivista pintaa. Pylvään läpi syötetään puhdistettavaa vettä, substraattia ja mahdollisia ravinteita (fosfori). Massaan kehittynyt ja kiinnittynyt mikrobisto (ns. biofilmi) kuluttaa tulevasta vedestä happea, jolloin pylvään loppuosa on hapeton. Denitrifikaatio tapahtuu pylvään hapettomassa osassa. Pylväässä toimiva mikrobisto on yleensä sekaviljelmä (esimerkiksi eri Pseudomonas lajeja, vallitsevana lajina P. denitrificans). Eräissä reaktorisovellutuksissa vety toimii substraattina, jolloin denitrifioiva mikrobisto on hyvin spesifistä (Paracoccus denitrificans). Bioreaktoreiden massasta irtoaa aina bakteeristoa ja orgaanista ainesta, joten veden jälkikäsittely on tarpeen (mahdollinen ilmastus, suodatus ja desinfiointi).

Kuvissa 2 ja 3 esitetään teknologisesti ehkä pisimmälle kehitetyn in situ menetelmän (NOTREDOX, Vyrmetoder Ab, Ruotsi) toimintaperiaatteen pääpiirteet. Menetelmä on



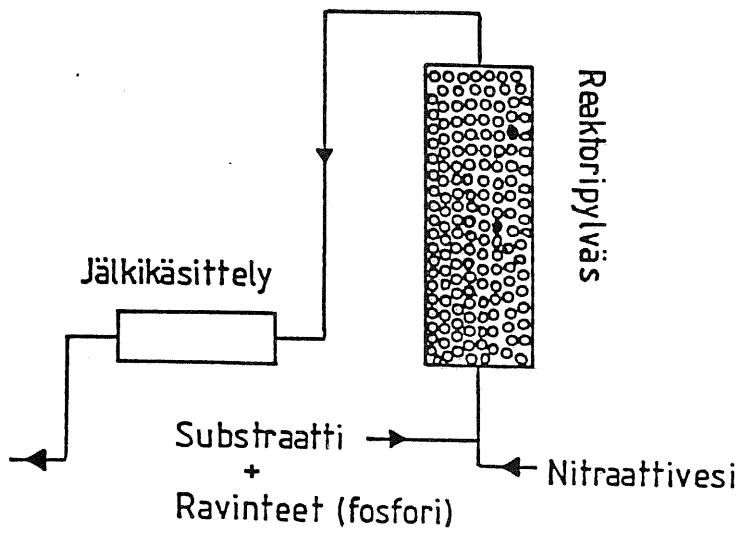
teknologinen laajennus raudan ja mangaanin poistoon käytetystä ns. VYREDOX menetelmästä. NITREDOX menetelmällä voidaan poistaa pohjavedestä rauta, mangaani ja nitraatti. Järjestelmä koostuu "tuotanto kaivosta", tämän ympärillä ensimmäisessä kehässä (säde esimerkiksi 10 m) sijaitsevista "hapetuskaivoista" ja uloimmassa kehässä (säde esimerkiksi 18 m) olevista pelkistyskaivoista. Kehien välisistä kaivoista tarkkaillaan redox-potentiaalia (kuva 3). "Tuotantokaivon" ympärille luodaan siis keinotekoinen redox-gradientti. Automaattika huolehtii redox-anturien perusteella veden ja orgaanisen substraatin (metanoli) syötöstä "pelkistyskaivoihin" sekä myös "hapetuskaivojen" ilmastuksesta (hapetetun veden syötöstä). Pelkistysrenkaan ansiosta nitraatti denitrifioituu typpikaasuksi. Hapetusrenkaassa tapahtuu typpikaasun vapautumista sekä liukoisien ja pelkistyneen raudanmangaanin hapetus ja saostuminen maaperään. Mikäli nitraatin pelkistys on aiheuttanut nitriittijäämiä, niin hapetusrenkaassa nitriitti hapettuu vähemmän haitalliseksi nitraatiksi. Samoin mahdollinen ylimääräinen orgaaninen substraatti poistuu mikrobien hapettamana. NITREDOX laitoksia on nykyisin toiminnassa jo useita (Braesten and Martinell 1987). NITREDOXia muistuttavia ratkaisuja on myös muita, esimerkiksi Israelissa ns. "Daisy" menetelmä (Mercado et al. 1987). Tässä menetelmässä on tuotantokaivon ympärillä vain pelkistyskaivot (injektiokaivot, joihin pumpataan vettä, sakkaroosia ja fosfaattia). Varsinaisia hapetuskaivoja ei tässä ratkaisussa ole. Myös Tsekkoslovakiassa on kehitelty "Daisy" periaatteen kaltaisia laitoksia (Janda et al. 1987, Chalupa 1987). In situ menetelmien soveltaminen vaatii onnistuakseen maan geologisten ja hydrologisten olojen tarkkaa tuntemusta. Ongelmana voi olla esimerkiksi halkeamat maaperässä, mikä aiheuttaa veden vapaan virtauksen ja tätä kautta estää kunnollisen puhdistustuloksen. Myös in situ menetelmissä esiintyy tarvetta veden jälkikäsitteilyyn bakteerien ja orgaanisen aineen poistamiseksi. Käytettyä orgaanista substraattia ei saa joutua jakeluverkostoon, jossa se lisää putkiston mikrobiston kasvua.

## KIRJALLISUUS

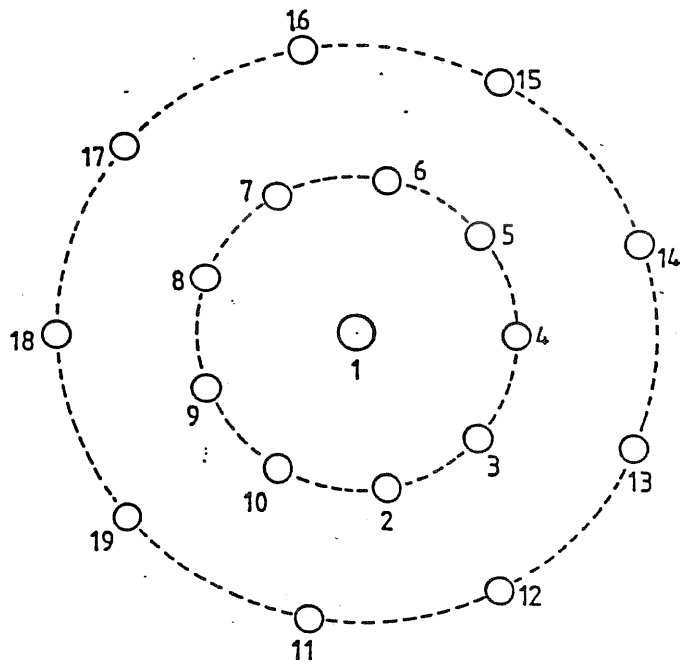
- Alföldi, L., 1987. Groundwater microbiology, problems and biological treatment. International Symposium on Groundwater Microbiology, Problems and Biological Treatment, Kuopio, Finland 4 - 6 August 1987.
- Braester, C. and Martinelli, R., 1987. The VYREDOX and NITREDOX method in situ treatment of groundwater. International Symposium on Groundwater Microbiology, Problems and Biological Treatment, Kuopio, Finland 4 - 6 August 1987.

- Chalupa, M., 1987. Information of national problems in connection with methods of removal of nitrates from drinking water. International Symposium on Groundwater Microbiology, Problems and Biological Treatment, Kuopio, Finland 4 - 6 August 1987.
- Champ, D.R., Gulens, J. and Jackson, R.E., 1979. Oxidation reduction sequences in ground water flow systems. Canadian Journal of Earth Science 16: 12 - 23.
- Gros, H. and Ginocchio, J.C., 1982. Biologische Nitrifikation und Denitrifikation auf Mischelementen als Tauchkörper. Gas-Wasser - Abwasser 62: 312 - 321.
- Howard, K.W.F., 1985. Denitrification in a major limestone aquifer. Journal of Hydrology 76: 265 - 280.
- Janda, V., Rudocsky, J., Wanner, J. and Marha, K., 1987. In-situ denitrification of drinking water. International Symposium on Groundwater Microbiology, Problems and Biological Treatment, Kuopio, Finland 4 - 6 August 1987.
- Knowles, R., 1982. Denitrification. Microbiological Review 46: 43 - 70.
- Kölle, W., Werner, P., Strebel, O. und Böttcher, J., 1983. Denitrification in einem reduzierenden Grundwasserleiter. Vom Wasser 61: 125 - 147.
- Mariotti, A., 1986. La denitrification dans les eaux souterraines, principes et methodes de son identification: une revue. Journal of Hyrdology 88: 1 - 23.
- Marsh, J.M., 1978. The hydrochemistry of some British aquifers with special reference to trace elements. Ph. D. Thesis, University of Birmingham, Birmingham (Ref. Howard 1985).
- Mercado, A., Libhaber, M. and Soares, L.M., 1987. In situ biological groundwater denitrification. II Concepts and preliminary field tests. International Symposium on Groundwater Microbiology, Problems and Biological Treatment, Kuopio, Finland 4 - 6 August 1987.
- Soares, M.I.M., Belkin, S. and Abeliovich, A., 1987. Biological groundwater denitrification: laboratory studies. International Symposium on Groundwater Microbiology, Problems and Biological Treatment, Kuopio, Finland 4 - 6 August 1987.

Vogel, J.C., Talma, A.S. and Heaton, T.H.E., 1981. Gaseous nitrogen as evidence for denitrification in groundwater. *Journal of Hydrology* 50: 191 - 200.

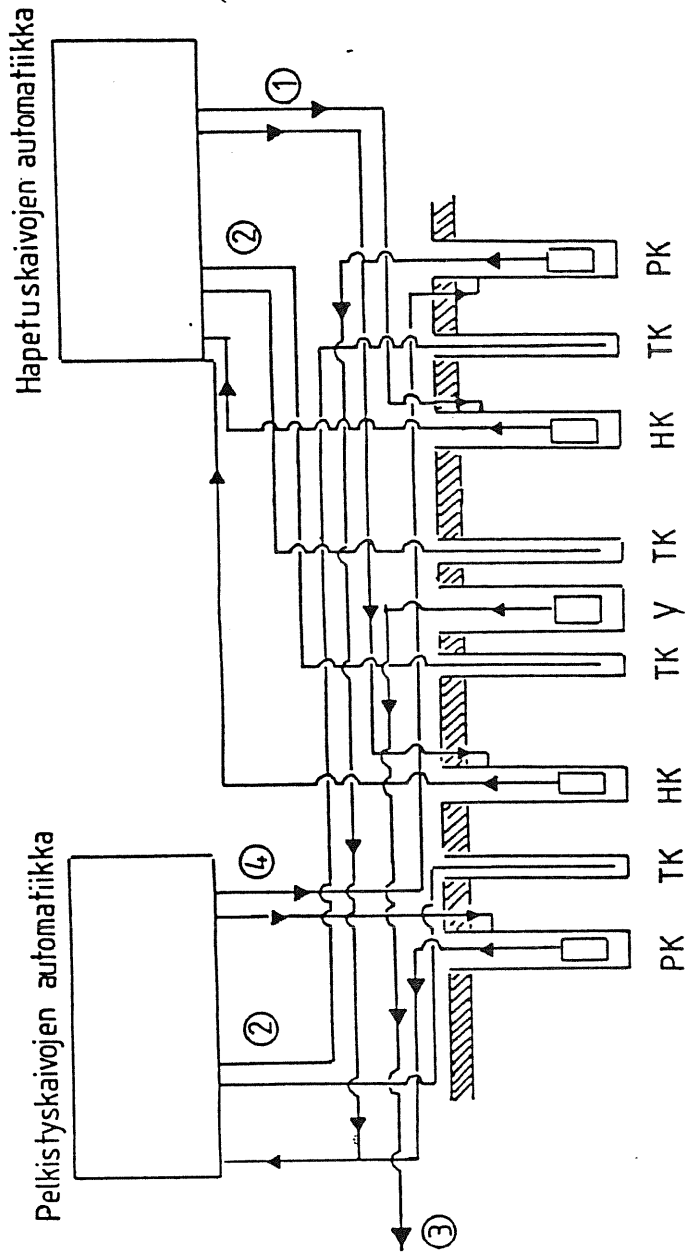


Kuva 1  
Bioreaktorin toimintaperiaate



Kuva 2.  
NITREDOX menetelmän kaivot  
(Braester and Martinelli 1987).

1. Tuotantokaivo
- 2-10. Hapetusrenkaan injektiokaivot
- 11-19 Pelkistysrenkaan injektiokaivot



Kuva 3

NITREDOX menetelmän säätöjärjestelmä (Braester and Martinelli 1987)

V = Kaivo, josta vesi jakeluun

PK= Pelkistyskaivo

HK= Hapetuskaivo

TK= Redox-potentiaalin mittaus

1. Vesi ja happi

2. Redox - kaapelit

3.  $\text{NO}_3^-$ , Fe ja Mn vapaa vesi

4. Vesi ja substraatti



## K A L A N V I L J E L Y

Ossi V. Lindqvist  
 Kuopion yliopisto  
 Soveltavan eläintieteen laitos

Typpi ja sen yhdisteet liittyvät kalanviljelyyn kahdella tapaa. Kalanviljelyn typpipäästöjä on pidetty ympäristöä rehevöittävinä tekijöinä, mutta toisaalta typen yhdisteillä (varsinkin ammoniakilla) on huomattava merkitys ja ongelmanansa myös kalanviljelylaitoksen sisällä, näin varsinkin tilanteissa, jotka liittyvät osittaiseen tai täydelliseen kiertovesijärjestelmään ja sen kehittämiseen. On oletettavissa, että erityisesti taloudellisista syistä uusi (kiertovesi-, lämmitys, yms.) tekniikka omaksutaan ja sovelletaan ensin poikaslaitoksissa, koska ne suhteellisen pienen kokonsa takia on helpompi "sulkea" ja pienimuotoisempina uusi tekniikka on helpompi hallita.

Viime vuosina ruokakalan tuotanto (joka on lähes kokonaan kirjolohta) on ollut 10 000 tonnin luokkaa. Parina viime vuonna on tuotannon kasvussa ollut pieni pysähdys, mutta seuraavien 5 vuoden aikana tuotannon odotetaan jopa kaksinkertaistuvan (Hakanen et al. 1987). Suomalaiset ruokakalalaitokset ovat keskikooltaan varsin pieniä noin 20 tn sisävesialueilla ja noin 30 tn merialueella. Vesiensuojeluinvestointeja ajatellen laitostekoa on pieni ja vaikeuttaa kannattavien investointien tekoa. E. Karttunen et al. (KERA 1987) ovat mallittaneet lietteenpoistokustannuksia eri kokoisilla laitoksilla (vrt. myös Hakanen et al. 1987).

Kalanviljelyssä typpilähteet ovat a) typpipitoiset eritteet (pääosin ammoniakki, sillä kalat ovat ns. ammonoteelisiä) virtsan mukana ja kidusten kautta. Ne syntyvät ruumiin rakenne- ym. proteiinien normaalista hajoamisesta ("protein turn-over"), tai valkuaisen käytöstä energialähteenä eli aminohappoja poltetaan, mitä on yritetty torjua mm. nostamalla rasvojen osuutta rehussa. Toinen typpilähde on b) käyttämätön rehu. Kalan rehussahan on eläinrehuksi poikkeuksellisen runsaasti valkuaista, noin 50 % ja siten sen typpipitoisuus (kuivarehussa) on noin 6 - 8 % (fosforia 0,9 - 1,5 %). Kalan koosta (+ metaboliatasosta ja lämpötilasta) riippuen typen eritys on 150 - 700 mg/kg/d. Pienillä kaloilla arvo on korkeampi korkeammasta metaboliatasosta johtuen (fosforin "turn-over" on paljon hitaampaa, sillä melkoinen osa fosforia on sitoutunut luustoon ja rustoon).

Fosforipäästöjen huomattavaan vähennykseen päästään pelkästään laitoksen sisäisin toimenpitein, ts. laitoksen hyvällä hoidolla ja erityisesti parantamalla rehukerrointa.

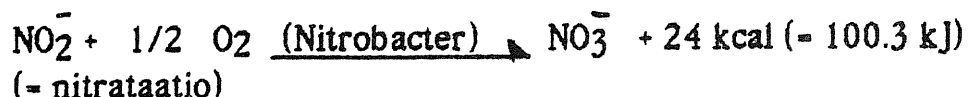
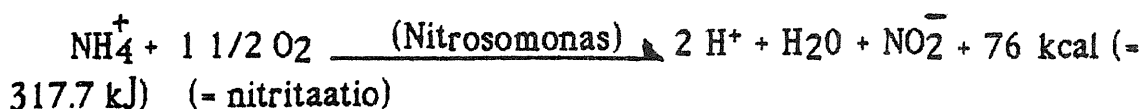
Rehukertoimet 1970-luvulla saattoivat olla  $> 2$ , kun nyt useilla laitoksilla ollaan lähellä 1, mikä yhdessä matala-fosforisten rehujen kanssa on vähentänyt päästöjä huomattavasti. Vastaaviin typpipäästöjen reduktioon on vaikeampi päästä, koska typpi on metabolisesti aktiivisempi.

Erästä maauomalaitosta tutkittaessa (Puustinen ja Lindqvist 1982) todettiin alapuolisessa vedessä vesikasveissa (mm. vesirutto *Elodea* ym.) kohonneita fosfori- ja typpipitoisuuksia. Vaihtelut olivat myös varsin nopeita kuormitustason vaihteluista riippuen, mikä osoittaa, että typen otto oli ylimääräistä varsinaiseen kasvin omaan tarpeeseen nähden. Virtaavassa vedessä myös päällyskasvit ja -organismit lisääntyvät nopeasti, sillä ne voivat siepata virtaavassa vedessä ravinteita alhaisistakin konsentraatioista. Tästä laitoksesta tuleva N/P -suhde oli noin 10, mikä on varsin lähellä levien ja makrofyyttien vaatimusoptimia.

Samassa laitoksessa laskettiin hapen konsentraatiovähennykseksi (veden virtaama  $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) noin  $2,8 \text{ mg/l}$ . Tämä suhteutettuna kalamäärään antoi kalojen hapenkulutukseksi noin  $80 \text{ mg/O}_2/\text{kg/h}$ , minkä perusteella voitiin laskea, että koko happikonsentraation aleneminen johtui kalojen omasta hapenkulutuksesta (kirjolohen oikea hapenkulutus on tätä korkeampi, mutta toisaalta vesi hieman hapettuu kulkiessaan laitoksen läpi). Ts. voimme olettaa, että maauomalaitoksissa pääosa nitrifikaatiosta tapahtuu alapuolisissa laskeutus- tai järvialtaissa (keskiviipymätkin laitoksissa ovat usein vain kymmeniä minuutteja tai harvoja tunteja). Ammoniakin hapettumisella nitraatiksi ei liene siis merkitystä tässä tapauksessa. Typpipitoisuuden nousu ko. laitoksen läpi menneessä vedessä oli noin  $300 \text{ ug/l}$  (vrt. myös Pärjälä et al. 1984).

Kiertovesilaitoksista on Suomessa yllättävän vähän tietoa ja tutkimuksia (vrt. kuitenkin Leminen 1985). Alan tekniikka on nopeasti kehittymässä sekä Euroopassa että Pohjois-Amerikassa, joskin eri kalalajien sopivuus tähän tekniikkaan on erilainen. Näyttää siltä, että ainakin eräät trooppiset kalalajit sopeutuvat hyvin, koska samalla voidaan käyttää korkeita lämpötiloja kiihdyttämään systemissä tarvittavaa nitrifikaatioprosessia. Myös Suomessa lämpöpumppujen käyttö varsinkin poikaskasvatuksessa on nopeasti yleistynyt, mistä seuraava askel voisi olla osittaiseen kiertovesilaitokseen. Nähtävästi esimerkiksi ravun kasvatuksessa voidaan käyttää kierrätettyä vettä pienemmin riskein; rapuhan tulee muutoinkin toimeen pienemmällä vesimäärillä kuin lohikalat.



Nitrifikaatio:

Sekä nitriitti että ammoniakki ovat vesieläimille myrkyllisiä, kun sen sijaan nitraatin akuutti myrkyllisyys on vähäinen. Ei-ionisoitunut ammoniakki on ammoniakintoksinen muoto ja tasapainokaavan mukaan sitä esiintyy suhteellisesti enemmän korkeissa pH-arvoissa (yleensä > pH 7) ja myös korkeissa lämpötiloissa. Ammoniakin oksidaatiota tapahtuu luonnossa valtaosin kesällä, yleensä rajalämpötilana on 10 - 15°C (vrt. Rheinheimer 1985) (eräiden järvien pohjassa saattaa olla riittävästi happea vain kevät- ja syyskierron aikaan, mutta toisaalta silloin myös lämpötilat ovat alhaisia). Toisaalta nitrifikaatiobakteerit ovat herkkiä myös valon vaikutuksille, ja näin niiden maksimiaktiivisuus esiintyy alusveden ja sedimentin alueella.

Vedessä on tietysti myös ammonifikaatiobakteereita, jotka hajottavat valkuaista, eli ne ovat proteolyyttisiä. Niiden lämpötilaoptimi on korkeampi kuin nitrifikaation, mutta toisaalta proteolysistä tapahtuu hitaasti myös kylmässä.

Kiertovesilaitos tarvitsee hyvin vakaat olot, erityisesti mitä tulee lämpötilaan, vetyionikonsentraatioon ja happikonsentraatioon. Ammoniakin poisto on tärkeää (ammoniakki voi olla se vaikuttava tekijä, joka suurissa kalatiheyksissä verkkokassi- ja maauomalaitoksissakin vaikuttaa haitallisesti kalojen kasvuun ja vähentää tautiresistenssiä. Sillä voi olla siis merkittäviä subakuutteja vaikutuksia, vrt. Soderberg 1985). Ammoniakin poistamiseksi tarvitaan hyvin toimiva nitrifikaatiosysteemi, tavallisesti biologinen suodin. Myös vesikasveja (esim. Elodea) on käytetty typen poistoon eräissä puoliavoimissa systeemeissä (Corpron and Armstrong 1983).

Nitrosomonas- ja Nitrobacter-bakteereita voidaan ostaa kaupallisina valmisteina, joilla biologinen suodin voidaan alussa aktivoida nopeasti (vrt. LaBomascus et al. 1987). Toisaalta eräät kalojen lääkityksessä käytetyt antibiootit saattavat estää nitrifikaatiota (Collins et al. 1976).

Veden suolapitoisuus näyttää suojaavan kaloja ammoniakintoksisuudelta jossain määrin (Sousa et al. 1974); yksi mahdollinen mekanismi liittyyneen kidustoimintaan, sillä kidusten läpi tapahtuvassa jonitransportissa vaihdetaan Na-ioni ammonium-ioniin (tai vetyioniin). Myös veden

korkea liuennut happi suojaa hieman ammoniakilta, samoin hiilidioksidi nähtävästi alentamalla kiduspinnan pH-arvoa (Lloyd and Herbert 1960).

Kiertovesijärjestelmässä syntyy lopulta suuriakin konsentraatioita nitraattia, ja vaikka nitraatin akuutti toksisuus on alhainen, saattaa sillä silti olla subakuutteja vaikutuksia. Nitraatti-ioni estää kaloilla jodin ottoa; näin erityisesti lohikaloilla, kun taas ahvenella ja ruutanalla vaikutus oli heikempi (Lahti et al. 1985). Tämän seikan käytännön merkitystä emme vielä tiedä.

Veden käsittely myös otsonilla on mahdollista ammoniakin hapettamiseksi nitraatiksi. Käytännössä tätä on vähemmän käytetty kalalaitoksissa, sillä syntyvät happiradikaalit ovat toksisia sinällään kaloille, ja otsoni toimii desinfektorina, mikä paradoksaalista kyllä saattaa aiheuttaa uusia bakteeriongelmia, sekä otsonoinnin yhteydessä voi muista orgaanisista aineista syntyä sivutuotteita, jotka ovat harmillisia (vrt. Glaze 1987). Kuitenkin hyvin lievä otsonointi saattaa olla hyödyllinen nitrifikaatioprosessin lisänä.

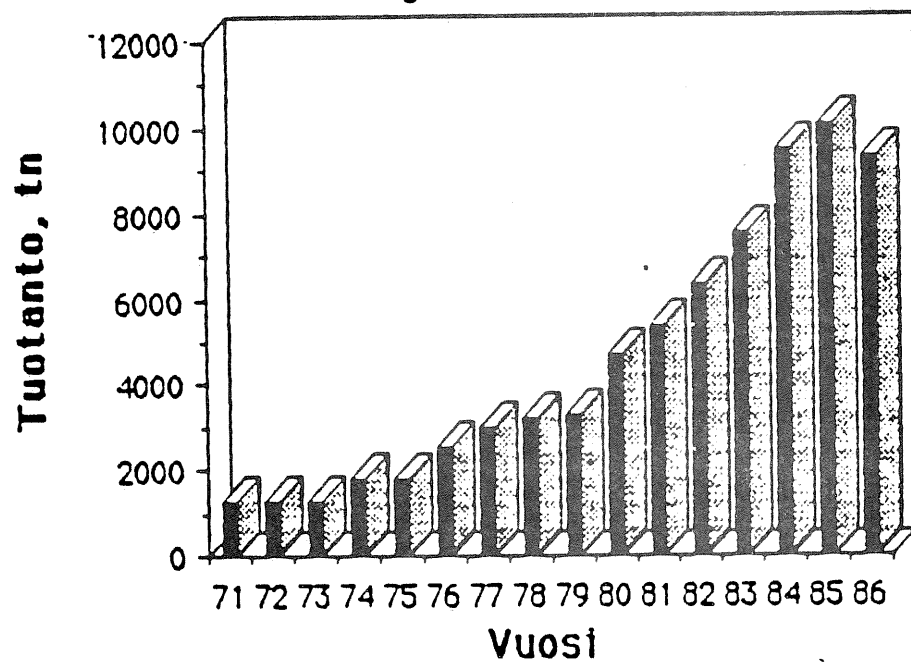
Kiertovesijärjestelmää käytettäessä tulee ammoniakin tuotto kaloilla voida minimoida. Tähän voidaan päästä mm. minimoimalla valkuaisen käyttöä energialähteenä sekä tarjoamalla kalalle rehussa eri aminohappoja kalan tarvitsemisissa tasapainoisissa suhteissa (esimerkiksi Gallagher and Matthews 1987).

## KIRJALLISUUS

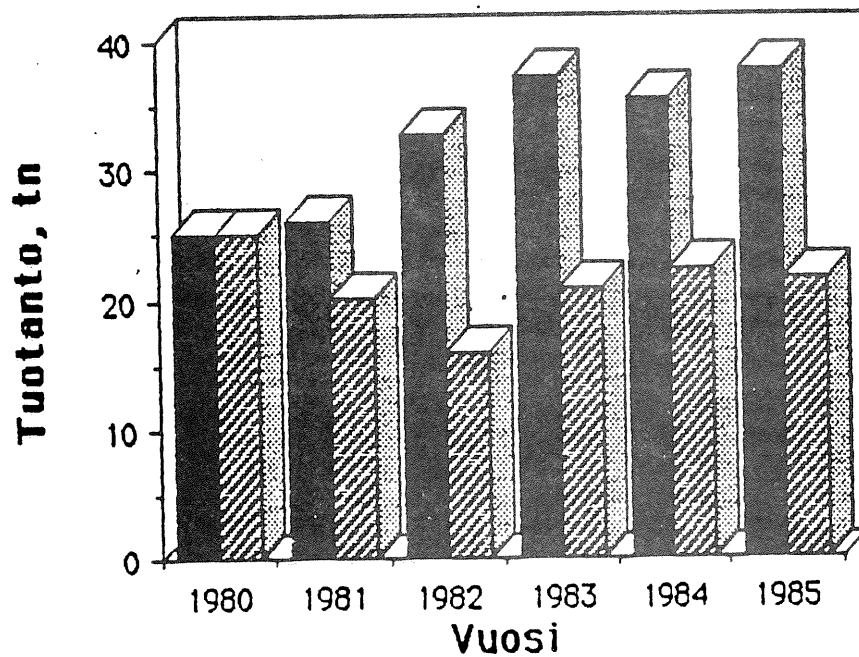
- Collins, M.R., Gratzek, J.B., Dawe, D.L. and Nemetz, T.G., 1976. Effects of antibacterial agents on nitrification in an aquatic recirculation system. J. Fish. Res. Bd. Can. 33: 215 - 218.
- Copron, K.E. and Armstrong, D.A., 1983. Removal of nitrogen by an aquatic plant, Elodea densa, in recirculating Macrobrachium culture systems. Aquaculture 32: 347 - 360.
- Gallagher, M.L. and Matthews, A.M., 1987. Oxygen consumption and ammonia excretion of the American eel Anguilla rostrata fed diets with varying protein energy rations and protein levels. J. World Aquacult. Soc. 18(2): 107 - 112.
- Glaze, W.H., 1987. Drinking-water treatment with ozone. Environm. Sci. Technol. 21(3): 224 - 230.

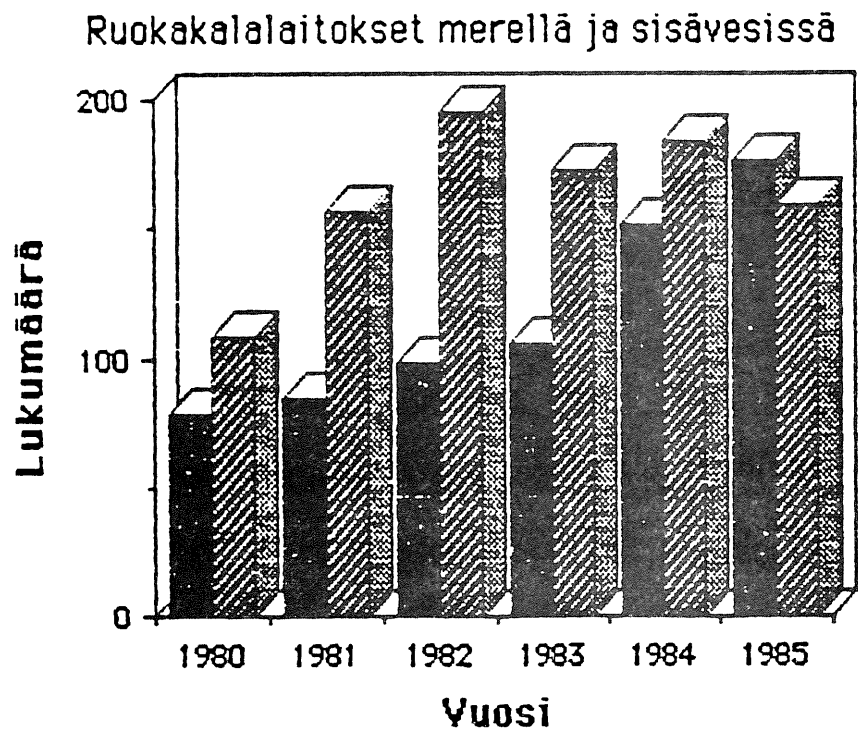
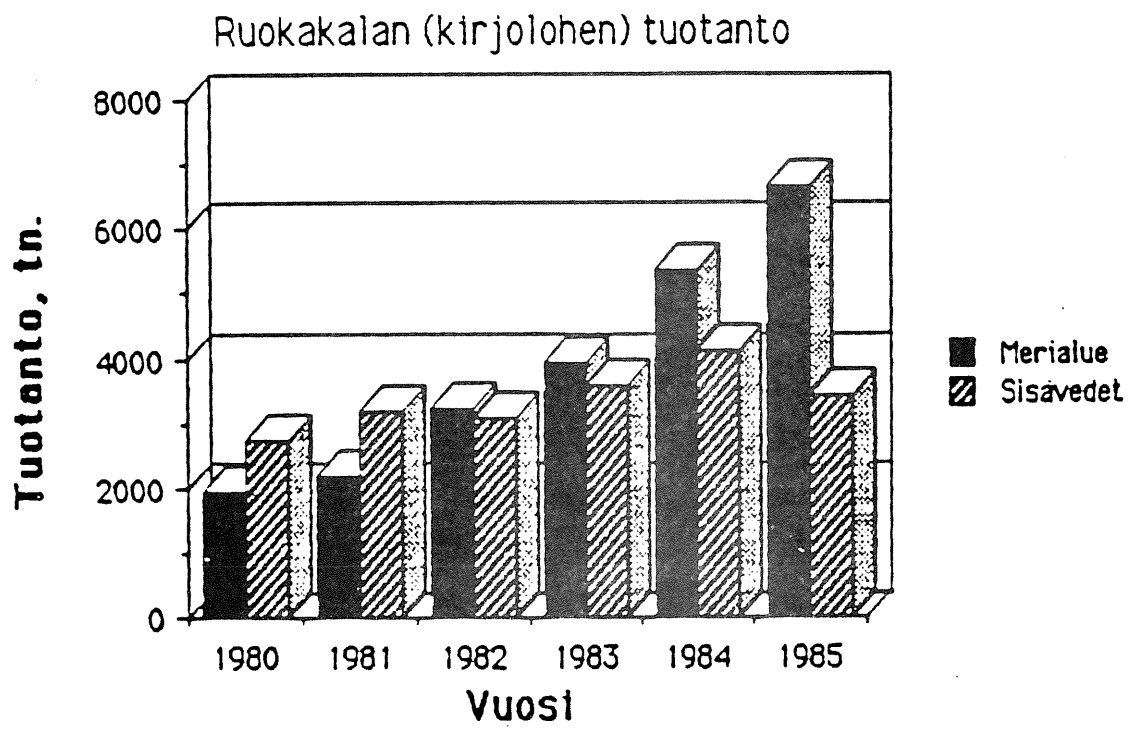
- Hakanen, M., Lindqvist, O.V., Orpana, M. ja Vuorinen, P., 1987. Kalanviljelyn elinkeinotutkimus 1987. Kehitysaluerahasto Oy. Tutkimus A 10:1987. Kuopio.
- KERA, 1987. Kalanviljelyn verkkoallaskasvatuksen vesistökuormituksen vähentäminen. Kehitysaluerahasto Oy. Tutkimus A 7:1987. Kuopio.
- LaBomascus, D.C., Robinson, E.H. and Linton, T.L., 1987. use of water conditioners in water-recirculation systems. Progr. Fish-Cult. 49: 64 - 65.
- Lahti, E., Harri, M. and Lindqvist, O.V., 1985. Uptake and distribution of radioiodine, and the effect of ambient nitrate, in some fish species. Comp. Biochem. Physiol. 80A: 337 - 342.
- Leminen, E., 1985. Kalanviljelyaltaan ainetase- ja kuormitusparametrit kierto-vesijärjestelmässä; pienoismaallitutimus. Diplomityö. Tekninen korkeakoulu.
- Lloyd, R. and Herbert, D.W.M., 1960. The influence of carbon dioxide on the toxicity of un-ionized ammonia to rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson). Ann. appl. Biol. 48(2): 399 - 404.
- Puustinen, M. ja Lindqvist, O.V., 1982. Kalanviljelylaitosten ravinnepäästöt ja niiden vähentäminen: biomassaravinteiden sitojana. Kuopion korkeakoulu ja Kehitysaluerahasto Oy. Kuopio.
- Pärjälä, E., Tamminen, A. ja Lindqvist, O.V., 1984. Sisävesien kalanviljelylaitosten kuormituksesta. Esimerkkinä 200 tonniakirjolohta vuodessa tuottava maaomalaitos. Työ- ja teollisuushygienian laitos. Kuopion yliopisto. Kuopio.
- Rheinheimer, G., 1985. Aquatic Microbiology. 3rd Ed. John Wiley & Sons.
- Soderberg, R.W., 1985. histopathology of rainbow trout, Salmo gairdneri Richardson, exposed to diurnally fluctuating un-ionized ammonia levels in static-water ponds. J. Fish Diseases 8: 57 - 64.
- Sousa, R.J., Meade, T.L. and Wolke, R.E., 1974. Reduction of ammonia toxicity by salinity and pH manipulation. Proc. World Maric. Soc. 5: 343 - 354.

### Kirjalohtutuotanto



### Keskim. ruokakalatuotanto / laitos







# VESISTÖÖN KOHDISTUVAT TOIMEN- PITEET

K. Matti Lappalainen  
Vesi-Eko Ky, Kuopio

Ajatelkaamme, että potilas on väärin ruoka- ja elämäntotumusten ja liian runsaan ravinnon vuoksi ajautunut liian lihavaksi, jopa siinä määrin, että ylipaino estää normaalin liikunnan ja että sekundäärisinä ilmiöinä ovat mm. korkea verenpaine, hengenahdistus, munuais- ja maksavaivat. Määrääkö lääkäri vain dieetin? Ei, hän määrää dieetin lisäksi myös muita hoitoja, joiden tarkoituksena on tukea dieetin toteuttamista, päästä ylipainosta ja elvyttää, jos mahdollista, verenkiertoja "sisäinen puhdistuskoneisto" entiselleen. Ja jos sekundääriset vauriot ovat palautumattomia, hän määrää jatkuvan kunnon ylläpito- ja lääkeshoidon. Pelkkä dieetti olisi potilaan heitteille jättöä (mitäs söit ja joit itsesi sököksi) ja vastoin lääkäretiikkaa.

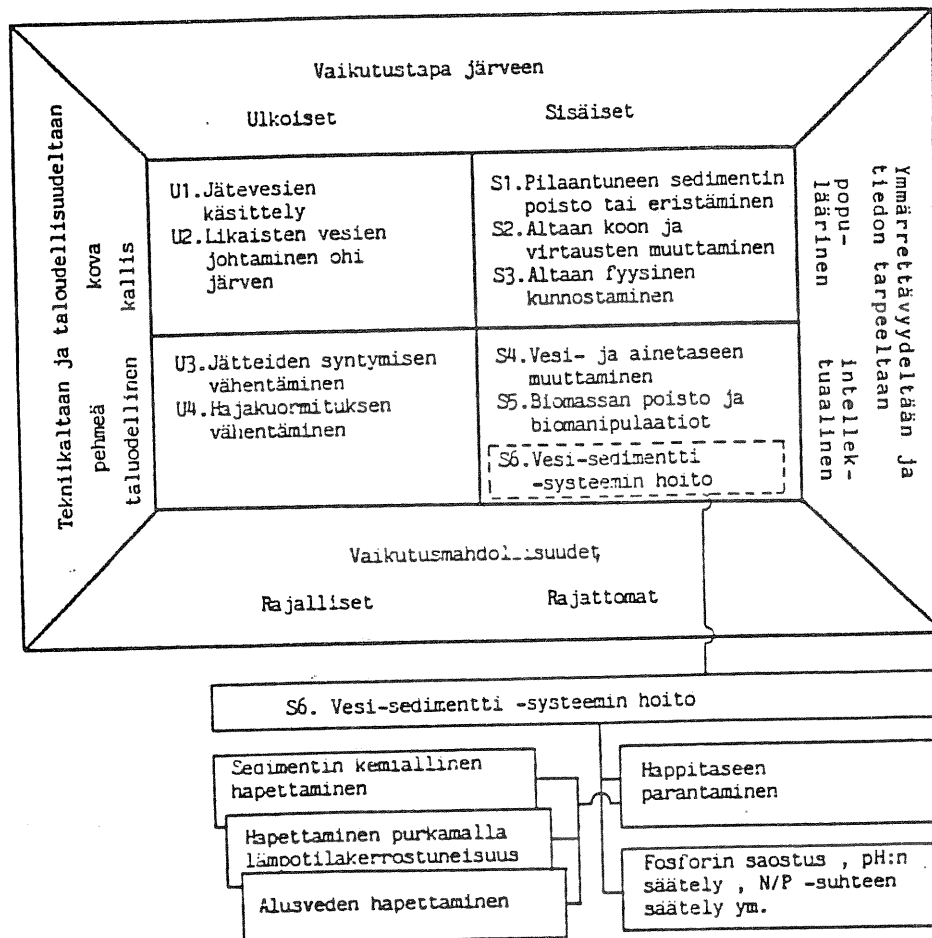
Millaista on sitten järvipotilaaseen noudatettava "sairaanhoido" ja sen etiikka. Ylivoimaisesti suosituinta on ollut pelkkä dieetti, jätevesien käsittely, vielä silloinkin, kun sillä saatavat hyödyt ovat ponnistuksiin verrattuna vähäiset. Vesi- ja ympäristöhallituksen (järvien lääkinthallituksen) harjoittama vesiensuojeluetiikka on lisäksi ollut - väärin ymmärrettynä - suorastaan täydennyshoitoja torjuvaa. On pelätty, että kokonaisvaltainen hoito päästäisi järven valvojariippuvuudesta ja dieettipakotteista. Samalla kun vesi- ja ympäristöhallitus on edistänyt dieettihoitoa kiitettävästi - mikä on ollut todella välttämätöntä - se ei ole huomannut, että pahoista sekundäärihaitoista kärsivät järvet eivät toivu pelkällä dieetillä.

Mikä sitten neuvoksi? Ensinnäkin tarvittaisiin entistä enemmän - kehityssuunta on tosin positiivinen - järviä kokonaisuutena tarkastelevia järvilääkäreitä. Kapea-alainen spesiaalitietous tulisi jalostaa diagnostisointipaketeiksi ja hoito-ohjeiksi. Lähtökohdiana tulisi aina olla hydrologian, morfologian ja eri kuormituskomponenttien "leipominen" taustalähtökohdiksi, jonka tunteminen auttaa ymmärtämään ja osittelemaan oireita ja prosesseja ja niiden kieroutumia. Kun muuntuva biologinen kokonaisuus tärkeine osineen sijoitetaan kerrottuun taustaan, on mahdollista - riittävän paljon pienentävää "makroskooppia" apuna käyttäen - tehdä hyvinkin osuva ja syvälinen diagnoosiketju. Ja kun sekin on tehty, hoitokeinot paljastuvat kuin itsestään. Mainittu makroskooppi on esimerkiksi riittävä annos rohkeutta ja tervettä järkeä tai ekologinen ATK-malli. Myös monipuolinen, sisäiset kiertoprosessit sisältävä järven ainetase on jo itse asiassa melkoinen makroskooppi, joka näyttää havainnollisesti, missä hyttysiä ei kannata ampua tykillä

(vrt. esimerkiksi Lappalainen ja Varis 1987 ja näiden päivien artikkeli "Typen pitoisuus ja merkitys sisävesissä").

Usein vesiensuojelu on tullut liian myöhään, jotta järven tila paranisi pelkällä jätevesien poistamisella. Vuosikymmenien "synnit" ovat kumuloituneet järven pohjaan, kun hajotus- ja "käsittelykyky" on pettänyt. Tällöin järvi on usein monioireinen ja vaikeasti palautettava. Hoito-toimet on kohdistettava ulkoisen kuormituksen vähentämisen lisäksi myös alusveden hajotusedellytysten parantamiseen ja pohjasedimentin fosforinsidontakyvyn elvytykseen (Lappalainen ja Wahlgren 1986) sekä myös vinoutuneen tuotanto-  
ketjun oikaisuun (Marttinen ja Sammalkorpi 1986).

Vesien tilaan vaikuttamisen keinot on ryhmiteltynä esitetty kuvassa 1. Käsittelyn seuraavassa hapettamisen ja biomanipulaation yhdistelmää mm. siksi, että nämä usein tarvitsevat toinen toisensa tukea.



Kuva 1. Järven tilaan vaikuttavia toimenpiteitä.



Biomanipulaatiolla (Marttinen ja Sammalkorpi 1986, Kairesalo 1987) ymmärretään nykyään, että petokaloja lisäten ja erityisesti särkeä ja pikkuahventa voimakkaasti kalastaen pyritään vähentämään suuriin eläinplaktereihin kohdistuvaa "laidunnusta", jotta nämä pystyisivät edelleen tehokkaasti "laiduntamaan" kasviplanktonia. Tässä ketjussa on nähtävissä mm., että kasviplanktonin kulutuksen lisäys johtaa pienempään orgaanisen aineen vajoamiseen pohjalle ja siten pienempään mikrobihajoituksen tarpeeseen. Biomanipulaatio ei kajoa siten pohjalla jo olevaan hapenkulutuspotentiaaliin, vaan vähentää pohjalle tulevaa kuormitusta. Se on pohjasedimentin suojelua.

Hapettaminen puolestaan, sen lisäksi, että se parantaa biomanipulaation edellytyksiä, vähentää pohjalietteessä ennalta olevaa hapenkulutuspotentiaalia. Siltä osin se on elvyttävää ja palauttavaa vesiensuojelua. Alusveden happipitoisuuden paranemisen myötä syntyy myös pohjasedimenttiä suojeleva vaikutus siitä, että myös alusveden mikrobihajotus ehtii paremmin hajottamaan alas vajoavaa orgaanista ainetta. Mikäli hapettamiseen liittyy vielä alusveden tilavuuden kasvu päällysveden tilavuuden kustannuksella, kuten yleensä tapahtuu, tämä merkitsee hajotus-tilavuuden ja -matkan kasvua, joka sekin edesauttaa pohjasedimentin suojelua samaan tapaan kuin biomanipulaatio.

Jotta biomanipulaatio onnistuisi ja johtaisi pysyvään ja parantuneeseen tilaan, tulee myös alusveden olla kaloille, eläinplanktonille ja pohjaeläimille suotuisaa. Mikäli hapen puutetta on, se voidaan hapettamisella poistaa tai sitä voidaan vähentää.

Myös pH näyttelee tärkeätä roolia siinä, että perustuotannon ollessa kovin korkea päällysveden hiilidioksidi saattaa kulua loppuun ja johtaa pH:n kohoamiseen lukemiin pH 9 tai yli, jolloin syntyy seuraava ongelmaketju: Ensinnäkin korkea pH liuottaa pohjalietehiukkasista fosforia ja johtaa fosforipitoisuuden nousuun ja N/P-suhteen laskuun. Tämä edesauttaa sinilevien/syanobakteereiden kasvua. Jos näin käy, vaikeutuu eläinplanktonin elämä kahdesta syystä, joista toinen on eläinplanktonille liian korkea pH ja toinen sinilevien huono sopivuus eläinplanktonin ravinnoksi. Tällainen tilanne, jos siis eläinplanktonia rajoittaa muu syy kuin pikkukalojen laidunnus, ei tietenkään korjaannu vain kalastoa manipuloimalla, vaan tarvitaan myös tärkeän noidankehälenkin, pH:n tasaamista.

pH:n nousua voidaan hillitä mm. estämällä järven lämpötilakerrostuminen tai johtamalla alusvettä päällysveteen (nämä eivät tosin aina riitä). Viime mainittu, niin torjuttavalta kuin se ensikuulemalta kuulostaakin, saattaa silti tehota. Johtaminen on aloitettava ennen fosforin liukenemista, jolloin johdettavassa alusvedessä on korkea liuenneiden ravinteiden N/P-suhde. Toiminta siirtää lisäksi sekä vetyioneja että hiilidioksidia päällysveteen hilliten

pH:n nousua. Tästä toiminnasta aiheutuva päällysveden fosforipitoisuuden nousu on pientä verrattuna pH:n noususta seuraavaan fosforin liukenemiseen.

Esimerkkeinä kesäisistä "aavekuormittajista", joissa pH:n tasausta tarvittaisiin, olkoot Lahden Vesijärven ja Vihdin Enäjärven tapaukset. Vesijärvessä kesän aikainen normaalin taustan ylittävä sisäinen kuormitus on noin 90 kg P/d, joka vastaa noin 30 000 asukkaan puhdistamattomia jätevesiä. Enäjärvessä ko. vastaavuus on noin 10 000 asukasta. Nämä lukuarvot johtavatkin vaikeaan vesiensuojelulliseen kysymykseen, olisiko vesiensuojelu ulotettava myös menneisyyteen - ja kenen varoilla. Perinteinen vesiensuojeluhan on näissä järvissä toteutettu.

Enteinä uusista tuulista on syytä todeta vesiensuojelullisen kunnostuksen ja hoidon kuuluvan vesiensuojelun yleiskäsitteeseen myös uudessa vesiensuojelun periaateohjelmassa vuoteen 1995, kun sen kunnostamista koskevissa suosituksissa mainitaan: "Edellä olevan perusteella neuvottelukunta suosittelee, että vesistöjen kunnostusta harkitaan mm. vesistörakentamisesta aiheutuneiden haittojen vähentämiseksi tai jätevesien puhdistusta ja muuta ulkoisen kuormituksen vähentämistoimia täydentävänä vesiensuojelutoimenpiteenä silloin, kun sillä voidaan nopeuttaa vesistön itsepuhdistumista ja parantaa vesistön käyttökelpoisuutta."

Lopuksi esitettäköön seuraava taulukko, josta voidaan nähdä, että kunnostustoimet biomanipulaatio mukaanluettuna ovat varsin kilpailukykyisiä vesiensuojelukeinoja.

Taulukko. Järvien tilan parantamiskeinoja ja niiden karkea kustannusluokka (laskettaessa kustannusta/happi-kg on P- ja N-kuormitus muutettu hapenkulutukseksi kertoimilla 50 ja 2,8)					
Keino	Mihin kohdistuu	mk/ha/vuosi		mk/happi-kg	
		Vaihteluväli	Y-järvi	Vaihteluv.	Y-järvi
Jätevesien puhdistus	Jätevesien osuus	1000 - 5000	2500	1 - 3	1,6
Puhdistuksen tehost.	Jäännösosuus	300 - 2000	1300	3 - 10	7
Hajakuorm:n torj.	Hajakuormitusosuus	?	?	?	?
Kaukuormituksen vähentäminen	Kaukovaluma-alueen jätekuormitusosuus	?	?	?	?
Purkupaikan siirto	Poistaa jätevesiosuuden ko. alueelta	?	?	?	?
Vesien hoito	Kaikki kuormitustekijät (sekä taustan että ihmisen vaikutusosuudet)	200 - 1000	200	0,3 - 1,0	0,4
- hapettaminen		300 - 1000	600	?	?
- kemikaalikäsitt.		400 - 1000	600	?	?
- biomanipulaatio		5000 - 15000	?	?	?
- ruoppaus					

**KIRJALLISUUS**

- Kairesalo, T., 1987. Vesistöjen biomanipulaatiot - teoria ja käytäntö. INSKO 6-87. Vesistöjen kunnostustyöt: VI, 11 s.
- Lappalainen, K.M. ja Wahlgren, A., 1986. Pohjasedimentin tilan parantaminen, keskeisin vesiensuojelullisen kunnostuksen tavoite. Vesihallituksen monistesarja nro 438: 113 - 120.
- Lappalainen, K.M. ja Varis, O., 1987. Haja- ja sisäkuoritus - häiriköt järvelle, tutkimukselle ja hallinnolle. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 22: 75 - 84.
- Sammalkorpi, I. ja Marttinen, M., 1986. Kalaston manipulointi rehevöityneiden järvien kunnostuksessa. Vesihallituksen monistesarja nro 438: 121 - 129.



Vesi- ja ympäristöhallitus, Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri  
ja Kuopion yliopiston täydennyskoulutuskeskus järjestävät

# V E S I T U T K I M U S P Ä I V Ä T

AIKA	14. - 15.10.1987
PAIKKA	Kuopion yliopisto, Canthia-rakennus, luentosali L <sub>2</sub>
KOHDERYHMÄ	Vesi- ja ympäristöhallinnon viranomaiset, maatalouden neuvontajärjestöt, teolli- suuden edustajat, vesi- ja ympäristöalan suunnittelijat, tutkijat, vesiensuojelu- tehtävissä toimivat ja muut vesien suojelusta kiinnostuneet
KURSSIMAKSU	Maksuton

## O H J E L M A

Keskiviikko 14.10.1987

Puheenjohtaja:  
Professori Seppo Mustonen,  
Vesi- ja ympäristöhallitus

Klo  
12.00 - 12.15 A v a u s  
Rehtori Juhani Kärjä, KuY

### TEEMA: Typen pitoisuus ja merkitys vesissä

12.15 - 12.45	Sisävedet MMM K. Matti Lappalainen, Vesi-Eko Ky
12.45 - 13.15	Pohjavedet FT Esa Rönkä, vesi- ja ympäristöhal- litus
13.15 - 13.45	Rannikkovedet ja Itämeri Tutkija Heikki Pitkänen, vesi- ja ympäristöhallitus
13.45 - 14.15	K a h v i t a u k o

### TEEMA: Tyypilähteet

14.15 - 15.00	Yhdyskunta- ja teollisuusjätevedet MMK Heikki Penttinen, vesi- ja ympä- ristöhallitus
---------------	---

- 15.00 - 15.45 Hajakuormitus  
MMK Seppo Rekolainen, vesi- ja ympäristöhallitus
- 15.45 - 16.15 K a h v i t a u k o
- 16.15 - 16.45 Ilman kautta vesistöön tuleva typpikuorma  
Tutkija Pia Anttila, ympäristöministeriö/HAPRO-projekti
- 16.45 - 17.30 K e s k u s t e l u a

**Torstai 15.10.1987**

Puheenjohtaja:  
Johtaja Reijo Porttikivi, Kuopion  
vesi- ja ympäristöpiiri

**TEEMA: Typpihaittojen vähentäminen**

Klo

- 8.30 - 10.00 Yhdyskunta- ja kaatopaikkajätevedet  
TkL Markku Mäkelä, vesi- ja ympäristöhallitus  
  
Tanskalainen asiantuntija
- 10.00 - 10.30 K a h v i t a u k o
- 10.30 - 11.00 Teollisuusjätevedet  
DI Heikki Haaramo, Tampereen vesi- ja ympäristöpiiri
- 11.00 - 11.30 Maa- ja metsätalous ja muu hajakuormitus  
Toimistoagronomi Heikki Latostenmaa, vesi- ja ympäristöhallitus
- 11.30 - 11.45 Pohjavedet  
Erikoistutkija Pertti Martikainen, KTL/ympäristöhyg. ja toksikologian osasto
- 11.45 - 12.45 L o u n a s t a u k o
- Puheenjohtaja:  
Dosentti Veikko Ilmavirta,  
Maj ja Tor Nesslingin Säätiö
- 12.45 - 13.15 Kalankasvatus  
Professori Ossi Lindqvist, KuY
- 13.15 - 13.45 Vesistöön kohdistuvat toimenpiteet  
K. Matti Lappalainen
- 13.45 - 14.15 L o p p u k e s k u s t e l u

V E S I T U T K I M U S P Ä I V Ä T 14. - 15.10.1987  
Kuopion yliopisto, Canthia L 2

O S A N O T T A J A T:

Nimi:	ammatti:	työpaikka:
AALTONEN, Raija	tutkija	Kuopion kalastuspiiri
AIRANNE, Olavi	DI	Teollisuuden keskusliitto
AITTO-OJA, Antero	laboratoriomest.	Oulun yliopisto
ALASAARELA, Erkki	FT	VTT
ANTTILA, Harri	ymp.suoj.tarkastaja	Lahden kaupunki
ANTTILA, Marja	biologi	Kymijoen vesiensuoj.yhd.
ESKELINEN, Seppo	ymp.suoj.ltk.siht.	Heinäveden kunta
HAAVANLAMMI, Anja	ymp.suoj.sihteeri	Pattijoen kunta
HAHTALA, Riitta-Liisa	opiskelija	Kuopio
HAKKARAINEN, Seppo	terveystarkastaja	Koillis-Savon ktt:n kl.
HAKKARAINEN, Pertti	vesilaitoksen hoit.	Juankosken kunta
HALLIKAINEN, Pentti	puh.joht.	Ylikiimingin kunta
HAMMERBERG, Sinikka	limnologi	Espoon ymp.suojelutsto
HANHIMÄKI, Riitta	DI	Oulun yliopisto
HEDLUND, Mirjami	eläinlääkäri	Valtion el.tieteen laitos
HEIKKINEN, Voitto	DI	Savon Suunnittelu Oy
HEINONEN-TANSKI, Helvi	lehtori	KuY
HELIN, Marja-Leena	insinööri	Espoon kaup./VLL
HELLSTEN, Seppo	FK	VTT
HILTUNEN, Marja-Riitta	laborantti	Savon Vesiensuojeluyhdistys
HONKASALO, Marita	DI	Maa ja Vesi
HUOTARI, Erkki	vesioikeusins.	Itä-Suomen vesioikeus
HYVÄRINEN, Pauli	laitosmies	Juankosken kunta
HÄKKINEN, Raili	kemisti	Savonlinnan ktt:n kl.
HÖLTÄ, Pekka	insinööri	Nilsin kunta
JUSSILA, Jarmo	FK	Kuopio
KAIJALAINEN, Erkki	DI	Kuopion vesi- ja ymp.p.
KALLIOKOSKI, Pentti	professori	KuY
KARHUNEN, Marja	laborantti	Savon Vesiensuojeluyhdistys
KARI, Tarja	kemisti	Kuop. el.tarv.tutk.l.
KARPPI, Jouko	laitosmies	Juankosken kunta
KARLSTEDT, Kaj	rakennusmestari	Vaasan vesi- ja ymp.p.
KARVINEN, Raimo	ymp.suoj.ltk.jäs.	Heinäveden kunta
KAUKORANTA, Erkki		Vesi- ja ymp.hallitus
KAUPPI, Marja	limnologi	Kymen ves.- ja ymp.piiri
KAUPPINEN, Asko	kaupungin ins.	Kuopion kaupunki
KEKKONEN, Into	MMK	Ympäristöministeriö
KERÄNEN, Pertti	vesihuoltokemisti	Kuopion kaupunki
KETO, Juha	limnologi	Lahden terv.virasto
KETTUNEN, Ilppo	ylitarkastaja	Kymen ves.- ja ymp.piiri
KINNUNEN, Tuula-Anneli	ymp.suoj.tarkastaja	Kuopion ymp.suojelutsto
KIRJAVAINEN, Hannu	ymp.hygieenikko	Kuopion terveysvirasto
KIVINEN, Jarmo	ylitarkastaja	Mikkelin ves.-ja ymp.p.
KOIVISTO, Markku	ymp.suoj.sihteeri	Kemijärven kaupunki
KOMI, Keijo	puhdistamon hoitaja	Joensuun vesi- ja viem.l.
KONTTINEN, Erja	opiskelija	Simon kalatalouskoulu
KONTTINEN, Kalevi	ymp.suoj.ltk.jäs.	Heinäveden kunta
KORHONEN, Leena	kemisti	KTL/ymp. ja toks.os.
KORHONEN, Mauri	vesioikeusinsinööri	Itä-Suomen vesioikeus
KOSKI, Ossi	vanh.insinööri	Kuopion vesi- ja ymp.p.

KROOKS, Karita  
KUJALA-RÄTY, Kati  
KUUVA, Kauko  
KYRÖLÄINEN, Helena  
KÄHKÖNEN, Tauno  
KÄRKKÄINEN, Pekka  
LAHDENRANTA, Marketta  
LAHTELA, Juha  
LAMERANTA, Jorma  
LAX, Hans Göran

LESKINEN, Heikki  
LIIMATTA, Paavo  
LYYTIKÄINEN, Ari  
MAIJANEN, Timo  
MANNINEN, Pertti  
MANSIKKANIEMI, Hannu  
MARKKANEN, Timo  
MIKKOLA, Heimo  
MUJE, Petri  
MUONA, Paula

MYLLYMAA, Urpo  
MÖLSÄ, Hannu  
NIEMELÄ, Helena  
NISKANEN, Ritva  
NISKANEN, Seija  
NYKÄNEN, Leena  
ORAVAINEN, Reijo  
PAJULA, Heikki  
PAKKALA, Jukka  
PESONEN, Riitta M

PEURAVUORI, Juhani  
PIETILÄINEN, Kirsti  
PIKKARAINEN, Seija  
PUHAKKA, Tapani  
PULKKINEN, Eila  
PÄRJÄLÄ, Erkki  
PÖYHÖNEN, Lea  
RASILA, Erkki  
RITOLA, Ossi  
RONKAINEN, Jorma

RÄTY, Matti  
RÖNKKÖ, Arja  
SAUKKOLA, Pekka  
SCHILDT, Jorma  
SEILA, Eini  
SEPPONEN, Matti  
SHEMEIKKA, Petri  
TAIPALINEN, Irmeli  
TANSKANEN, Hilka  
TIAINEN, Tarja

TIIHONEN, Eeva  
TOLVANEN, Aulis  
TUHKANEN, Marketta  
TURKUNEN, Pekka  
VAITTIMEN, Sirkka-Liisa  
VASKINEN, Esko  
VIELMA, Jouni  
VILLA, Leena  
VÄNTTINEN, Kaisu  
VÄRRI, Eija

VÄÄRÄMÄKI, Jussi  
WAHLGREN, Aarne  
YLIKOSKI, Mauri  
YLITOLONEN, Anneli

ymp.suoj.päällikkö  
DI  
terveysteknikko  
limnologi  
terveystarkastaja  
biologi  
ylipuutarhuri  
opiskelija  
insinööri  
tutkija

laitosmies  
vesioikeusins.  
tutkija  
insinööri  
tutkija  
apul.professori  
DI  
FT  
LuK  
kemisti

ylitarkastaja  
assistentti  
opiskelija  
terveystarkastaja  
laborantti  
laborantti  
limnologi  
DI  
opiskelija  
laborantti

FL  
maat. ja metsät. lis.  
ymp.suoj.sihteeri  
rakennustarkastaja  
ymp.suojelunsuun.  
FK  
ymp.suojelupääll.  
rakennusmestari  
opiskelija  
toiminnanjohtaja

ymp.suoj.päällikkö  
ymp.suojelusiht.  
suunnittelija  
vesioikeusinf.  
laboratoriomestari  
vesioikeustuomari  
kalastusbiologi  
ylitarkastaja  
laborantti  
terveysteknikko

insinööri  
ymp.suoj.ltk.p.j.  
kemisti  
terveystarkastaja  
FK  
DI  
opiskelija  
ylitarkastaja  
tarkastaja  
FK

terveystarkastaja  
apul.tutkija  
biologi

Varkauden kaupunki  
Rakennushallitus  
Varkauden seud.ktt:n kl.  
Vaasan kaupunki  
Lapinl.Varpaisj.ktt:n kl.  
Kuopion vesi- ja ymp.p.  
KuY  
Kuopio  
Helsingin ves.ja ymp.p.  
Vaasan vesi- ja ymp.p.

Juankosken kunta  
Itä-Suomen vesioikeus  
Joensuun yliopisto  
Oulujoki Oy  
Mikkelin ves.-ja ymp.p.  
Turun yliopisto  
Suunnittelukeskus Oy  
Kala- ja Vesitutkimus Oy  
KuY  
Savon Vesiensuojeluyhdistys

Oulun vesi- ja ymp.piiri  
KuY  
KuY/ymp.hyg. laitos  
Koillis-Savon ktt:n kl.  
Savon Vesiensuojeluyhdistys  
Savon Vesiensuojeluyhdistys  
Kokemäenjoen vesiensuoj.yhd.  
Kuopion vesi- ja ymp.piiri  
KuY  
Joensuun elin.t.tutkimusl.

Turun yliopisto  
Maa ja Vesi  
Kiuruveden kunta  
Kaavin kunta  
Kuopion ymp.suojelutsto  
Kuopion kaup.ymp.suoj.tsto  
Kuopion ymp.suojelutsto  
Vaasan vesi- ja ymp.p.  
KuY/sov.el.tieteen laitos  
Savon Vesiensuojeluyhdistys

Lappeenrannan kaupunki  
Siilinjärven kunta  
Joensuun yliopisto  
Itä-Suomen vesioikeus  
Savonlinnan ktt:n kl.  
Länsi-Suomen vesioikeus  
Kuopion kalastuspiiri  
Kuopion vesi- ja ymp.p.  
Joensuun elin.t.tutkimusl.  
Kiuruveden kunta

Kuopion vesi- ja ymp.p.  
Heinäveden kunta  
Joensuun elin.t.tutkimusl.  
Koillis-Savon ktt:n kl.  
KuY  
Mikkelin ves.-ja ymp.p.  
KuY/sov.el. tieteen laitos  
Helsingin ves.ja ymp.p.  
Kuopion lääninhallitus  
Kotkan ymp.suoj.tsto

Keuruun-Multian ktt:n kl.  
Pohj.-Karjalan v.ymp.p.  
Vaasan vesi- ja ymp.p.  
Oulun vesi- ja ymp.piiri





